

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas



Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias
Biológicas

“CONSERVACIÓN DE LA AVIFAUNA DE ENTRE RÍOS (ARGENTINA): USO DE MÉTODOS BIOGEOGRÁFICOS Y DE OPTIMIZACIÓN PARA EVALUAR LA EFECTIVIDAD DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS”.

Lic. Sarquis Juan Andrés

Director de Tesis: Dr. Alejandro R. Giraudo

Co-directora de Tesis: Dra. Vanesa Arzamendia

Lugar de realización: Laboratorio de Biodiversidad y
Conservación de tetrápodos, INALI- CONICET-UNL.

-2017-

2. Agradecimientos

Luego de haber concretado esta tesis para obtener el título de Doctor en Ciencias Biológicas deseo expresar mis agradecimientos a aquellos que colaboraron de alguna forma durante el desarrollo de la misma y me acompañaron durante este apasionante camino. Así, agradezco muy especialmente y en primer lugar a:

A la Universidad Nacional del Litoral, por darme la posibilidad de realizar la tesis doctoral. Sobre todo al equipo dirigido por la Bioq. Adriana Ortolani de la secretaria de posgrado de la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas cuya labor permitió realizar mi carrera de Doctorado en esta honorable casa de Estudios y por haberme brindado todos los elementos necesarios durante esta etapa de mi formación académica.

A mi director Dr Alejandro Giraudo, por su predisposición y paciencia, por las largas charlas sobre conservación de la biodiversidad, sobre las aves, ética y ciencia. Por ser un educador apasionado. Por brindarme siempre todo lo que estuvo a su alcance. Por permitirme trabajar y expresarme con entera libertad, pero siempre siendo mi guía. Por su respaldo académico y las charlas acompañadas de una cerveza bien fría.

A mi codirectora Dra Vanesa Arzamendia por su constante estímulo, inigualable paciencia y dedicación al momento de enseñar y explicar. Por su valiosa ayuda en el día a día, por los momentos compartidos y el apoyo brindado. Por sus experimentados consejos e intercambios de opiniones constantes, siendo una educadora incansable, pero sobre todo por su calidez humana.

A la Dra Gisela Bellini, por sus ocurrencias, ayuda constante, por siempre tener una respuesta acompañada de buena onda. Por los mates compartidos, las juntadas y comidas. Por estar siempre atenta a todos. Por ser más dulce que un pirulín.

A Maximiliano Cristaldi, por las discusiones, intercambios de opiniones, por los encuentros y desencuentros en este proceso que hemos vivido juntos desde el 2013 cuando sin conocernos en lo absoluto tuvimos que trabajar juntos. A él, hoy lo despidió convirtiéndose en mi compañero.

También agradezco a Romina, Eugenia, Carla, Eduardo, Dainana, Pamela, Adolfo, Evelina, Lorena, Rodrigo y Silvia por su gran apoyo y compañía constante en el trabajo en equipo, la buena onda para trabajar en grupo, los momentos compartidos y por los que vendrán.

A la manada por su amistad y compañía durante todos estos años que continúa inmutable al paso del tiempo.

Al Merchan, por acompañarme en mi vida y porque siguen ahí a pesar del paso del tiempo. Por ser como son y así hoy se los quiere.

A ellos, a todos ellos, los de hoy y de ayer, los que ya no se encuentran y los que vendrán, por sus brillantes luces.

A los curadores de museo Sergio Medina y Yolanda Daves, por realizar una labor excepcional con una pasión inigualable.

A Fabricio Reales por acompañarme en las campañas realizadas en Entre Ríos.

Al motor de mi vida, mi familia, por muchas cosas, pero sobre todo por ESO, Por ser el motor de mi vida. A mis hermanos por acompañarme en este asombroso viaje llamado vida. A mi mamá por ser la que siempre escucha. Y a mi Papá, por todo lo que nos decimos solo mirándonos.

Especialmente a Ana Pía Rabuffetti, mi compañera de vida, le quiero agradecer por todo, por cada mañana juntos, por cada día desde que estoy con ella, por su sonrisa en los tiempos difíciles y por sus sabios consejos.

A todas las especies con las que comparto este mundo porque por ellas me apasione por ellas me convertí en licenciado en Biodiversidad.

A todos: ¡Muchas Gracias! Nos volveremos a ver, en algún lugar del tiempo.

Licenciado en Biodiversidad Juan Andrés Sarquis

3. Publicaciones

- **JA Sarquis**, J Alonso, AR Giraudo, A Berduc (2017) First records of *Calidris canutus* Linnaeus, 1758 (Charadriiformes: Scolopacidae) and *Trogon surrucura* Vieillot, 1817 (Trogoniformes: Trogonidae) for Entre Rios province (Argentina) and noteworthy reports of others birds of its National Parks. *Ckecklist*. En prensa.

- M Albornoz, L Vignolo, **JA Sarquis**, E Leon (2017) Automatic classification of Furnariidae species from the Paranaense Littoral region using speech-related features and machine learning. *Ecological Informatics* vol. 38: 39 – 49.

4. Índice General	
2. Agradecimientos	i
3. Publicaciones	iii
4. Índice General	iv
5. Abreviaturas y Símbolos	1
6. Resúmenes	2
6.1. Resumen	2
6.2. Abstract	3
7. Introducción	4
8. Objetivos del trabajo	177
8.1. Objetivo general	17
8.2. Objetivos específicos	17
8.3. Hipótesis	17
9. Materiales y Métodos	19
9.1. Área de estudio	19
9.2. Áreas Protegidas (APs) de la provincia de Entre Ríos	23
9.3. Análisis de Datos	27
9.3.1. Base de datos	27
9.3.1.1. Determinación de las Especies Raras (ESRA)	31
9.4 Determinación de las Áreas Prioritarias para la conservación (APC)	33
9.4.1. Riqueza de especies	33
9.4.2. Selección de áreas prioritarias mediante complementariedad	34
9.5. Modelos de Distribución de Especies (MDE)	34
9.5.1. Selección de Variables	35
9.5.2. Construcción de los Modelos de Distribución de Especies (MDE)	37
9.5.3. Desempeño de los MDE	38
9.6. Optimización para la priorización espacial	39
10. Resultados	42
10.1 Composición de la avifauna de la provincia de Entre Ríos	42
10.2. Selección de especies Raras (ESRA)	44
10.3. Determinación de las Áreas Prioritarias para la conservación de las Aves de Entre Ríos	45
10.3.1. Riqueza de Especies	45
10.3.2. Selección de áreas prioritarias para la conservación mediante el uso de la Complementariedad	48
10.4. Modelos de Distribución de especies (MDE)	50
10.4.1. Selección de Variables ambientales	50
10.4.2. Construcción de los Modelos de Distribución de especies (MDE)	50
10.4.3. Desempeño de los MDE	51

10.5. Optimización para la priorización espacial	51
11. Discusión de resultados y conclusiones.....	57
11.1. Composición de la avifauna de la provincia de Entre Ríos	57
11.2. Determinación de las Áreas Prioritarias para la Conservación de las Aves de Entre Ríos	60
11.3. Riqueza de Especies	60
11.4. Selección de áreas prioritarias mediante el uso de la Complementariedad.....	61
11.5. Modelos de Distribución de especies (MDE).....	62
11.6. Priorización espacial para la selección de APC basada en ZONATION	65
12. Bibliografía	71
13. Anexos	95
13.1. Anexo I: Áreas Protegidas de la Provincia de Entre Ríos	95
13.2. Anexo II: Fuentes utilizadas para realizar la Base de datos de las aves de Entre Ríos.....	100
13.3. Anexo III: Listado de las Aves registradas para Entre Ríos.....	107
13.4 Anexo IV: Predicciones de las ESRA y amenazadas realizadas con variables de WorldClim	136
13.5. Anexo V: Predicciones de las ESRA y amenazadas realizadas con variables de WorldClim y MODIS	154
13.6. Anexo VI: Nombres propuestos para las APC seleccionadas.....	172

5. Abreviaturas y Símbolos

AICAs: **Á**reas **I**importantes para la **C**onservación de las **A**ves.

APC: **Á**reas **P**rioritarias para la **C**onservación

APs: **Á**reas **P**rotegidas

AUC: **Á**rea **B**ajo la **C**urva

CAZ: **C**ore **A**rea **Z**onation

CFA: **F**undación **F**élix de **A**zara

ENR: **E**xtinto a **N**ivel **R**egional

EPM: **E**nsamble de **P**equños **M**odelos

ESRA: **E**species **R**aras

FA: **F**ondo **A**mbiental (*Backgrpound*)

FCRU: **F**acultad de **C**iencias de la **R**epública, **U**ruguay

FML: **F**undación **M**iguel **L**illo

GIS: **S**istemas de **I**nformación **G**eográficos

HII: **Í**ndice de la **H**uella **H**umana

MACN: **M**useo **A**rgentino de **C**iencias **N**aturales “**B**ernardino **R**ivadavia”

MDE: **M**odelos de **D**istribución de **E**species

MER: **M**useo de **C**iencias **N**aturales y **A**ntropológicas “**A**ntonio **S**errano”, **E**ntre **R**íos

MFA **M**useo **P**rovincial de ciencias **N**aturales “**F**lorentino **A**meghino”, **S**anta **F**e.

MNE: **M**odelos de **N**icho **E**cológico

MNHN: **M**useo **N**acional de **H**istoria **N**atural, **U**ruguay.

UICN: **U**nión **I**nternacional para la **C**onservación de la **N**aturaleza

VIF: **F**actor de **I**nflación de la **V**arianza

6. Resúmenes

6.1. Resumen

La pérdida de diversidad biológica es una de las principales consecuencias de la mayor crisis ambiental global que ha vivido la humanidad, transformándose en un tema de interés mundial. Los problemas ambientales de la Argentina son diversos y están provocando una irremediable pérdida de biodiversidad. En la provincia de Entre Ríos, el avance de la frontera agrícola y la urbanización han dejado pocos remanentes de hábitat naturales, que presentan diversos grados de modificación. En este contexto las áreas protegidas (APs) cumplen una importante función en la conservación de la biodiversidad regional. No obstante, muchas APs se han establecido sin criterios científicos y por razones oportunistas, existiendo sesgos en la representación de la biodiversidad de especies y ecosistemas, y deficiencias en superficie como se ha constatado en el nordeste argentino y en Entre Ríos. En este estudio se proponen Áreas Prioritarias para la Conservación (APC) de las aves raras y amenazadas que habitan en Entre Ríos. Se encontró un total de 34 155 registros distribuidos en 1 320 puntos georreferenciados dividido en 380 especies de aves nativas. Se analizó la riqueza y complementariedad en 39 celdas de 0.5° de lat-long en relación con las áreas protegidas vigentes. Se identificó que no existe una única celda que contenga toda la riqueza de las aves raras y amenazadas, necesitando un total de 12 celdas para incluirlas. Los análisis de rareza de especies indicaron que en Entre Ríos habitan 192 especies raras y 17 especies amenazadas, las cuales fueron utilizadas para realizar la priorización espacial. Este análisis de priorización espacial se realizó con las predicciones obtenidas con los Modelos de Distribución de Especies (MDE) y ZONATION (algoritmos de optimización). ZONATION seleccionó las áreas prioritarias para la conservación basadas en las áreas núcleo de cada especie modelada. Las áreas detectadas por ZONATION constituyen las APC de las aves raras y amenazadas. Al comparar las áreas prioritarias seleccionadas por ZONATION con las APs vigentes se detectó que las áreas prioritarias seleccionadas no se superponen con el sistema vigente, presentando deficiencias en gran parte del mismo. Se detectó que las futuras APs que se establezcan deberán incluir los grandes ríos que rodean a la provincia (Paraná y Uruguay), presentando el Paraná mayor valor de conservación. Al mismo tiempo se identificaron áreas importantes en el delta del Paraná y en el arroyo Feliciano. Finalmente, el actual sistema de APs podría mejorarse mediante: (1) el diseño de nuevas áreas; (2) mejora de áreas preexistentes y / o cambiar las categorías de áreas existentes; (3) incluyendo algunos AICAs en categorías más estrictas.

6.2. Abstract

Biodiversity loss is one of the main consequences of the greatest global environmental crisis that humanity has experienced, becoming a topic of global interest. The environmental problems of Argentina are diverse and are causing an irremediable loss of biodiversity. In the province of Entre Ríos, the advance of the agricultural frontier and urbanization have left few remnants of natural habitats, which present varying degrees of modification. In this context, protected areas (PAs) play an important role in the conservation of regional biodiversity. However, many PAs have been established without scientific criteria and for opportunistic reasons, there are biases in the representation of the biodiversity of species and ecosystems, and surface deficiencies, as has been observed in the Argentine northeast and Entre Ríos. In this study, Priority Areas (APC) are proposed for the conservation of rare and threatened birds that inhabit in Entre Ríos. A total of 34,155 records were found distributed in 1320 georeferenced points divided into 380 native bird species. We analyzed the richness and complementarity in 39 cells of 0.5 ° lat-long in relation to the protected areas in force. It was identified that there is not a single cell that contains all the wealth of rare and threatened birds, needing a total of 12 cells to include them. The rarity analysis of species indicated that in Entre Ríos there are 192 rare species and 17 threatened species, which were used to perform spatial prioritization. This spatial prioritization analysis was carried out with the predictions obtained with the Species Distribution Models (MDE) and ZONATION (optimization algorithms). ZONATION selected the priority areas for conservation based on the core areas of each modeled species. The areas detected by ZONATION constitute the APC of rare and threatened birds. The priority areas selected by ZONATION differ from the current APs, ZONATION detected that the selected priority areas do not overlap with the current system, presenting important deficiencies. In conclusion, the future APs should be established including the large rivers that surround the province (Paraná and Uruguay), being more important the Paraná river. At the same time, important areas were detected in the Paraná delta and the Feliciano stream. Finally, the actual APs system could be improved by: (1) designing new areas; (2) improvement of pre-existing areas and / or change the categories of existing areas; (3) including some AICAs in more strict categories.

7. Introducción

La biodiversidad es una característica compleja de los sistemas biológicos que se manifiesta a distintas escalas espaciales y temporales y se define como la variedad de la vida en la Tierra en todos sus niveles, desde los genes a los ecosistemas, las consecuencias ecológicas y procesos evolutivos que los sustentan (Harrison y col., 2006).

En los últimos siglos, las diferentes actividades humanas han producido un efecto devastador sobre los ecosistemas naturales y la diversidad de especies, donde la fragmentación, la transformación del paisaje, la deforestación, la introducción de especies exóticas y el cambio climático acelerado producen un efecto sinérgico sobre la pérdida de la biodiversidad (Lockwood y col., 2007; Winiarski y col., 2014). Esta pérdida de biodiversidad es una de las principales consecuencias de la mayor crisis ambiental global que ha vivido la humanidad, transformándose en un tema de interés mundial que preocupa a la comunidad científica y a la sociedad en general (Ceballos, 2007; Leach y col., 2013). Este contexto ha llevado a investigadores a plantear que la desaparición de las poblaciones naturales es el preludio de la llamada “Sexta Extinción Masiva” (Ceballos y col., 2010), lo que conlleva a la rápida desaparición de especies desencadenando una serie de procesos que pone en riesgo el funcionamiento de los ecosistemas, el valor intrínseco de la vida, nuestra supervivencia y nuestra calidad de vida (Rozzi y col., 2001; Dobrovolski y col., 2013). Cabe destacar que la biodiversidad posee un efecto estabilizador sobre los ecosistemas, lo que representa una propiedad ecológica invaluable, porque mientras mayor sea la biodiversidad mayor será la capacidad de los sistemas biológicos de mantener la integridad de sus relaciones básicas (resiliencia) (Giraudo, 2008). De esta manera, desde el punto de vista ecológico, los ecosistemas mantienen los ciclos y funciones vitales para la vida de las especies incluyendo al hombre, como así también, desde el punto de vista socioeconómico por el sostén que brinda en términos de materias primas, bienes de consumo, y servicios ambientales (Figuerola, 2005).

Ante la acelerada pérdida de especies resulta fundamental el desarrollo de planes y programas de conservación que puedan implementarse en todas las escalas (local, regional, global) destinando recursos para conservar la diversidad biológica y las diferentes ecorregiones de manera efectiva (Ceballos y Ortega-Baes, 2011; Leach y col., 2013). Para poder realizar planes y programas de conservación es fundamental conocer la distribución de las especies para comprender los patrones biogeográficos que permiten detectar sectores con mayor concentración de especies o con especies endémicas, aspectos claves para la identificación de áreas prioritarias para su conservación y para el desarrollo de sistemas eficientes de áreas protegidas (APs) (Hockey y Branch, 1994; Turpie y col., 2000), debido a que las principales amenazas y posibles soluciones a la crisis de la biodiversidad tienen un fuerte contexto geográfico (Arzamendia y Giraudo, 2012).

La biogeografía posee como objeto de estudio los patrones de distribución geográfica de los seres vivos en el espacio y el tiempo utilizando análisis que permiten delimitar áreas de distribución de especies y ofrecen información acerca de la diversidad de grupos por región o cuadrículas contribuyendo a la regionalización biogeográfica (Contreras Medina, 2006). Desde la década de los '90, la Biogeografía de la Conservación es utilizada como una herramienta que permite proponer

prioridades de conservación de la biodiversidad en el espacio (Grehan, 1993). Como indicó Platnick (1992), la problemática de la conservación de la biodiversidad es meramente una cuestión biogeográfica, ya que se prioriza la aplicación de los recursos financieros y humanos según donde se encuentre la mayor diversidad de especies. La biogeografía de la conservación, es definida más explícitamente por Whittaker y col., (2005: 4) como la aplicación de los principios, teorías y análisis biogeográficos, que se ocupan de la dinámica de la distribución individual o colectiva de las especies, a los problemas relativos a la conservación de la biodiversidad. En consecuencia, el estudio de los patrones biogeográficos brinda información necesaria para el establecimiento de áreas protegidas mediante criterios científicos (Margules y Pressey, 2000; Myers y col., 2000; Arzamendia y Giraudo, 2004, 2012). Ésta disciplina, surge como una rama de la biología, fundamental para realizar análisis que permiten detectar las áreas prioritarias para la conservación (APC) basadas en patrones biogeográficos, tales como distribución y gradientes de riqueza de especies, áreas de endemismo, puntos calientes de la biodiversidad (Richardson y Whittaker, 2010). Desde sus orígenes hasta la actualidad la Biogeografía de la conservación ha desarrollado una importante cantidad de métodos y criterios para el establecimiento de las APC.

Si bien las áreas protegidas se desarrollaron formalmente desde fines del siglo XIX, recién en las décadas de 1970 y 1980, se comenzaron a discutir métodos para la selección de reservas, lo que tuvo en principio relación con el impacto de la teoría de biogeografía de islas y de la formalización de la biología de la conservación como disciplina (Terborgh, 1976; Rapoport y col., 1986; Ladle y Whitaker, 2011). Una de las primeras controversias se desarrolló en torno a lo que se denominó SLOSS (single large or several small reserves), donde se debatió la conveniencia de implementar una reserva grande o varias pequeñas que cubran la misma superficie (Diamond, 1975, 1976; Terborgh, 1976; Simberloff y Abele, 1976). Simultáneamente se comienzan a discutir diferentes criterios para priorizar SAPs, basados mayormente en la riqueza de especies, su rareza, abundancia, grado de amenaza, calidad y sucesiones ecológicas, áreas mayormente silvestres, impactos humanos e incluso aspectos sociales (e. g. Helliwell, 1971, 1981; Gehlbach, 1975; Goldsmith, 1975, Ward y Evans, 1976; Margules y Usher 1981; Margules y col., 1982, además ver revisión de los métodos en Rapoport y col., 1986). Comienzan también estrategias mundiales en relación con el cuidado del ambiente, a partir de los informes y conferencias mundiales, como el de IUCN (1978). Tales estrategias frecuentemente tienen entre sus bases la creación o formalización de sistemas de áreas protegidas, y son liderados por las principales ONGs internacionales de la época, mayormente IUCN y WWF, y en general tomados por ONGs nacionales y regionales. Estos primeros intentos se basaban principalmente en enfoques de representatividad de bioregiones o ecoregiones (e. g. Udvardy 1975 realizado para IUCN), careciendo aún de métodos cuantitativos repetibles. Corresponde al ecólogo y biogeógrafo argentino Eduardo Rapoport y su grupo de trabajo, la propuesta de uno de los primeros algoritmos cuantitativos para priorizar áreas para su conservación (Rapoport y col., 1986), que fue usado en la aplicación de un método cuantitativo por primera vez en Argentina por Giraudo (1997, 2001) para priorizar áreas de conservación de serpientes en la selva Paranaense y Chaco Húmedo. Este algoritmo considera el valor

de conservación de las celdas basándose en la riqueza de especies, aunque estas son pesadas en relación con su distribución local y regional y con su abundancia (ambos criterios de rareza), siendo posible adicionar otros “pesos” a las especies tales como su grado de amenaza entre otros (Rapoport y col., 1986).

En la década de 1990, aumentan los esfuerzos para generar algoritmos y métodos de priorización, contándose entre los principales los aportes de Vane-Wright y col., (1991), que adicionan y discuten los conceptos de peso taxonómico y complementariedad. Posteriormente, parte de los mismos autores en Pressey y col., (1993) analizan tres de los principales conceptos centrales en la priorización de áreas protegidas, complementariedad (incluir todas las especies eficientemente, ver Justus y Sakar 2002 para una revisión y aplicación histórica del concepto), flexibilidad (mostrar alternativas territoriales de similar eficiencia) e irremplazabilidad (sectores que no pueden ser excluidos de las prioridades). Este grupo de autores, liderado por P. H. Williams, desarrolla el programa informático WORLDMAP que identifica regiones clave para la conservación de la biodiversidad de uno o más grupos taxonómicos a escala mundial o nacional, midiendo la biodiversidad como una combinación del número de especies o taxones superiores en una región y las diferencias taxonómicas entre ellos, aunque las medidas de endemismo también son compatibles. Un aspecto crítico del sistema es la implementación del principio de complementariedad que se usa para encontrar una secuencia de prioridad de regiones que represente a todos los taxones identificando el incremento máximo de biodiversidad no representada posible en cada paso (Pressey y col., 1993). En la misma década, Faith (1992) desarrolla el concepto de diversidad filogenética, una medida de diversidad que complementa o brinda una alternativa al concepto de peso taxonómico, y considera no sólo la cantidad de especies cuando compara áreas sino la diversidad filogenética de las especies que lo componen, mediante los largos de ramas totales que separan en un cladograma a las especies que componen la comunidad. Esto maximiza la detección de comunidades con la mayor diversidad de caracteres filogenéticos, aunque su riqueza sea similar, no obstante requiere de la existencia de cladogramas de grupos taxonómicos completos con largos de rama.

Sentadas estas bases conceptuales diversas publicaciones aparecen a nivel de países, continentes e incluso globales que comienzan a desarrollar modelos explícitos de priorización espacial para evaluar el diseño o deficiencias de los SAPs (ver ppor ejemplo Williams y col., 1993, y una revisión en Justus y Sarkar, 2002).

De esta manera, a principios del siglo 21, Margules y Pressey (2000) propusieron un protocolo llamado Planeamiento Sistemático de la Conservación, el cual consiste en cartografiar diferentes sistemas de áreas para la conservación, logrando incluir la mayor cantidad de especies endémicas, raras, representatividad y complementariedad en un área mínima (Escalante, 2016). Desde entonces, investigadores de todo el mundo han continuado mapeando la distribución de las especies, utilizando diferentes criterios como la identificación de la riqueza total de especies, endemismos, especies raras, especies de distribución restringida, complementariedad, representatividad y especies amenazadas para mapear los “puntos calientes de la biodiversidad” (*hot spots*) (Veatch y col., 2017).

No obstante, varias estrategias y mapas globales de conservación se desarrollaron en este período, la mayoría basadas aún en criterios de selección no cuantitativos (Kreft y Jetz 2010; Giraudo y Arzamendia, 2017) que incluyen regionalizaciones descriptivas, especies endémicas o raras, centros de dispersión, grado de impacto humano, como son las nueve estrategias que definen mapas y regiones prioritarias de conservación de la biodiversidad resumidas por (Brooks y col., 2006): ecorregiones en crisis (CE), puntos calientes de biodiversidad (BH), áreas de aves endémicas (ABE); centros de diversidad vegetal (CPD); países megadiversos (MC); ecorregiones globales 200 (G200), áreas silvestres de alta biodiversidad (HBWA); bosques fronterizos (FF) y últimas áreas salvajes (LW). Algunos de estos criterios fueron aplicados en Latinoamérica, como la evaluación ecorregional de América Latina y el Caribe de Dinerstein y col., (1995).

A nivel mundial, gran parte de los trabajos han utilizado la riqueza total de especies para cartografiar los “puntos calientes” (Myres y col., 2000; Brooks y col., 2004; Ceballos y Ehrlich, 2006; Pimm y col., 2014), otros estudios a lo largo del planeta sugirieron utilizar la riqueza de especies con rangos de distribución pequeña justificando que son adecuadas para identificar APC (Orme y col., 2015). A pesar de ello, los enfoques que brindan prioridad de conservación en base a la riqueza no siempre conducen a la mayor cobertura de las especies en los sistemas de reservas (Albuquerque y Beier, 2015; Veach y col., 2017) llevando en muchos casos a sesgos en la selección de APC (ej. Fandiño y Giraudo, 2012). Sin embargo, continúa siendo muy utilizada la riqueza de especies, particularmente la riqueza de especies con distribuciones pequeñas (Ceballos y Ehrlich, 2006). Recientemente, se han propuesto derivaciones utilizando la riqueza ponderada de la rareza de especies como criterio de selección, demostrando que es un criterio robusto al momento de seleccionar APC (Albuquerque y Beier, 2016; Albuquerque y Gregory, 2017). En este último trabajo, Albuquerque y Gregory (2017) demostraron a través de las aves como grupo de estudio que utilizar solo la riqueza de especies produce sesgos en la representación total de especies.

Los antecedentes en América del sur fueron recopilados por Pinto y Grelle (2009), quienes encontraron en diferentes *journals* internacionales a partir del nuevo siglo sólo 24 trabajos en los cuales se seleccionan APC y/o áreas protegidas, siendo Brasil el país que posee mayor cantidad de trabajos realizados. El grupo de las aves fue el más empleado como estrategia de selección de estas áreas y ningún trabajo utilizó invertebrados. Pinto y Grelle (2009), denotaron que los objetivos de estos trabajos incluían tópicos como: seleccionar áreas prioritarias, verificar la eficiencia de reservas existentes, seleccionar reservas minimizando costos, evaluar efectos de bordes, evaluar la influencia del nivel de resolución taxonómica en la selección de reservas, comparar el desempeño de programas diferentes, describir programas, usar distribuciones modeladas de especies existentes y no-existent, entre otros. Cronológicamente, se puede encontrar que Fjeldså (2000) modeló la distribución de las aves que habitan los andes tropicales a través de algoritmos secuenciales basados en complementariedad; Cavieres y col., (2002) compararon el sistema de APs de la región de Antofagasta (Chile) con las regiones seleccionadas a través de un análisis de parsimonia de endemismos en las plantas de esa región; Funk y Richardson (2002) midieron la irremplazabilidad de plantas y animales

para las Guayanas; Kelley y col., (2002) y Sarkar y col., (2002) utilizaron las aves de las Islas Malvinas para analizar con algoritmos la rareza y complementariedad y la rareza, complementariedad y riqueza respectivamente. También, se puede apreciar que Thiollay y col., (2002) ordenaron las áreas para la selección de APs mediante algoritmos secuenciales basados en riqueza, abundancia, rareza y complementariedad de las aves que habitan la Guayana Francesa; por su parte, Loiselle y col., (2003) utilizaron la complementariedad para las aves (Cotingidae) de la Selva atlántica brasilera; en Argentina, Arzamendia y Giraudo (2004) mediante el método de Rapoport y col., (1986) evaluaron el diseño de las APs de Santa Fe a través de las serpientes. Así mismo, Diniz Filho y col., (2004, 2006, 2007) utilizaron los anfibios y aves del Cerrado brasileiro para ordenar, comparar y evaluar el costo de las APs con actividades humanas, mediante *Simulated annealing*. Nuevamente Sarkar y col., (2004) priorizaron áreas con los tipos de vegetación del Ecuador y a través de algoritmos basados en complementariedad, rareza y diversidad alfa. Por su parte Tognelli y col., (2005, 2005b, 2009) utilizaron algoritmos basados en rareza, en riqueza y complementariedad y algoritmos de optimización para tetrápodos terrestres y peces para Brasil, Chile y América del Sur con el fin de evaluar con variables humanas el costo en la selección de reservas y verificar la eficiencia del sistema. Por otra parte, Bini y col., (2006), seleccionaron áreas mediante *Simulated annealing* de los anfibios del Cerrado brasileiro. O'Dea y col., (2006), a través de la riqueza y complementariedad de algoritmos secuenciales compararon las reservas seleccionadas de las aves de los andes tropicales. También, Loyola y col., (2007) utilizaron tetrápodos terrestres para Brasil con el fin de realizar un ordenamiento por riqueza, ese mismo año Oliveira y col., (2007) utilizaron las aves del Cerrado Brasileiro para evaluar el costo en la selección de reservas a través de *Simulated annealing*, más tarde, Peralvo y col., (2007) para las costas de Ecuador y Perú modelando plantas, mamíferos y aves para utilizarlas como costo en la selección de APs. Por su parte Pinto y col., (2007, 2008) evaluaron el costo en la selección de áreas a través de las aves que habitan el Cerrado Brasileiro utilizando *Simulated annealing*. Padua y col., (2008), con el mismo método, seleccionaron áreas para los anfibios del Cerrado Brasileiro. Por último, Pinto y Grelle (2009) verificaron la eficiencia del sistema de áreas protegidas de la Mata Atlántica con los primates mediante *simulated annealing*.

En Argentina, existen antecedentes que utilizaron especies amenazadas, especies de distribución restringida, conjuntos de especies restringidas de un bioma, y congregaciones de aves para seleccionar Áreas Importantes para la Conservación de las Aves Argentinas (AICAs) (Di Giacomo, 2005) donde se seleccionan a través de las especies amenazadas que presentan las mismas. Así también, Trejo (2007) analiza las APC de 33 especies de aves rapaces argentinas a través de la riqueza específica, el número de especies endémicas o exclusivas y el estado de conservación de las mismas. Del mismo modo, Fandiño y Giraudo (2012) analizan 439 aves para Santa Fe, donde utilizan la riqueza estimada por celda en comparación a la riqueza total. Así mismo, Chehébar y col., (2013) identificaron áreas importantes para la biodiversidad en la estepa y el monte de Patagonia, basándose en endemismos, rareza, grado de amenaza, y representatividad de las especies en el sistema de APs

utilizando posteriormente algoritmos de optimización que permiten el manejo y gestión de estos datos a través de Administración de Parques Nacionales. Por otro lado, Rivera y col., (2015) utilizaron la información sobre la distribución de 7 especies amenazadas de las yungas para definir mapas de distribución actual y modelar la distribución potencial de esas especies superponiéndolo con el mapa de huella humana. Arzamendia y Giraudo (2004) aplicaron el método de Rapoport (1986) para priorizar áreas con las serpientes de Santa Fe, y posteriormente desarrollaron un algoritmo basado en pan-biogeografía y complementariedad como una metodología para detectar áreas prioritarias para la conservación en grandes ríos, aplicado a la cuenca del Plata argentina (Arzamendia y Giraudo, 2012). Finalmente, Etchepare y col., (2017) definieron APC mediante los patrones de distribución de 71 especies de reptiles para la Reserva Natural Iberá (Corrientes).

Para poder establecer APC no solo es importante saber qué criterios utilizar para seleccionar las áreas con mayor riqueza de especies, sino que es necesario medir cuan representada se encuentran las especies en el sistema de APC propuesto y su eficacia en comparación con los sistemas preexistentes (si existen). Básicamente, La representatividad de las áreas protegidas se define respecto de si contiene o no muestras representativas de cada componente de la biodiversidad considerado en la selección de áreas (Watson y col., 2011). Para ello a nivel mundial existen antecedentes que intentan evaluar la representatividad de los sistemas de APs. En este marco podemos numerar algunos ejemplos globales como Powell y col., (2000) que en Costa Rica midieron la efectividad y representatividad del sistema de áreas protegidas encontrando que solo 9 de las 23 áreas de transición importantes estaban adecuadamente representando la biodiversidad. En otros trabajos del mundo, Leach y col., (2013) tuvieron por objetivo evaluar mediante Modelos de Distribución de especies y algoritmos de optimización (teniendo en cuenta el cambio climático) como cuan efectivo era el Sistema de Áreas protegido en Egipto. También, Dobrovolski y col., (2014) evaluaron la representación de carnívoros en todo el mundo maximizando la representación de las especies y representándolas evitando las áreas probables a ser cultivadas en un futuro. En Argentina, Nori y col., (2016) evaluaron la representatividad del actual sistema de APs del Gran Chaco, determinando APC para especies endémicas de vertebrados terrestres a través del rango de distribución de las especies en cuestión, en el mismo concluyeron que la representatividad de especies para el actual sistema de APs del Chaco presenta sesgos importantes en la representatividad de especies. En este marco, se denota que diferentes estudios coinciden en que la representatividad de los componentes de la biodiversidad en los sistemas de APs existentes es sesgada.

Los antecedentes antes mencionados representan un problema vigente, ya que la colocación incorrecta de un área protegida puede ocasionar la pérdida de especies no incluidas en dicha área, que generalmente están propensas a la degradación o destrucción, por lo que se pierden en muchos casos oportunidades de conservación (Pressey, 1994). El establecimiento de áreas protegidas es considerada una de las principales estrategias para proteger la diversidad biológica, considerándolas piedras angulares en estrategias de conservación (Bruner y col., 2001; Arzamendia y Giraudo, 2004; Geldmann y col., 2013). Las APs constituyen la primera línea de defensa en el esfuerzo global para

proteger la biodiversidad (Gray y col., 2016) demostrando en muchos casos (si están correctamente ubicadas) ser efectivas para mitigar las actividades antrópicas. Según la UICN, podemos definir un AP como “un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados” (Dudley, 2008; Etchepare y col., 2017). Desde principios de los 90, la red mundial de APs ha crecido de manera constante, aumentando un promedio de 2,5% anuales en su área total (Butchart y col., 2010). Las APs, existen en muchas formas y categorías pero pueden considerarse ampliamente como áreas delimitadas que presentan restricciones específicas sobre las actividades humanas y manejo de sus recursos (Loucks y col., 2008). Como resultado de los esfuerzos globales realizados, esta red mundial de APs ocupa casi 17 millones de km², que representa casi un 12% de la superficie terrestre mundial, aunque solo un 5,8% presentan alguna categoría estricta de protección de la biodiversidad (Jenkins y Joppa, 2009; Leach y col., 2013). A pesar del crecimiento paulatino de las APs, el porcentaje del área mundial total bajo alguna categoría de protección continúa siendo deficiente y su representatividad ecosistémica y eficiencia continúan siendo cuestionadas (Rodrigues y col., 2006). Como consecuencia, la mitad de las eco-regiones del mundo tienen menos del 10% de su territorio bajo alguna medida de protección, y tres cuartas partes del globo tiene menos del 10% de protección estricta (Jenkins y Joppa, 2009). Este problema, se ve agravado por estimaciones globales que indican que las APs no se superponen con las áreas de mayor diversidad de especies (Chape y col., 2005). Recientemente, Gray y col., (2016), realizaron un estudio sobre la eficiencia de las APs utilizando una base de datos de biodiversidad global donde incluyeron 13.669 especies de vertebrados, invertebrados y plantas con datos dentro y fuera de las 359 APs analizadas en todo el mundo. En el mismo encontraron que la riqueza de especies y la abundancia (10,6% y 14,5% respectivamente) fueron mayores dentro de las APs, aunque la riqueza basada en rarefacción no presentó diferencias significativas. Además estos autores destacaron que la red de APs no es efectiva para las medidas de biodiversidad local. Soutullo y Gudynas (2006), evaluaron la efectividad de la red de áreas protegidas del MERCOSUR en las ecorregiones de América de Sur. En este trabajo indicaron que la región contiene más de 1.219 APs que cubren casi 2.000.000 km², las cuales no se superponen con las áreas más diversas, cuestionando seriamente su representatividad ecorregional. Soutullo y Gudynas (2006) encontraron que el 50% de las reservas poseen un tamaño menor a 100 km² y el 75% es menor a 1.000 km². Así mismo, los autores encontraron que casi la mitad de las ecorregiones sudamericanas presentan una superficie protegida menor al 10% de su extensión total y solo 13 ecorregiones sudamericanas presentan APs dentro de las categorías I a IV de la UICN (Ver: <https://www.iucn.org/es/regiones/categorias-A1reas-protegidas-de-uicn>), siendo las áreas boscosas las regiones que mejor se encuentran representadas. América del sur cuenta con 13.672.916 km² perteneciendo 2.779.238 km² al territorio continental argentino, de los cuales el 8% del territorio se encuentra protegido, pero solo el 4% presenta algún grado de implementación bajo el régimen de reserva (Brown y Pacheco, 2006). Finalmente, Soutullo y Gudynas (2006) cuestionan la representatividad de las APs, su grado de implementación y efectividad

de las mismas, lo que denota la necesidad de identificar las áreas prioritarias para la conservación (APC), visualizando un enfoque regional que permita una protección eficiente de las ecorregiones de América del Sur.

En Argentina, muchas APs han sido establecidas sin criterios científicos y por razones oportunísticas (e.g. zonas no aptas para actividades humanas, bellezas paisajísticas, disponibilidad de tierras fiscales), existiendo sesgos en la representación de la biodiversidad de especies y ecosistemas, y deficiencias en superficie como se ha constatado en el nordeste argentino (Arzamendia y Giraudo, 2004, 2012). Adicionalmente, análisis sobre la efectividad de las APs de la selva atlántica argentina (ver Giraudo y col., 2003) mostraron deficiencias en su implementación, planes de manejo e infraestructura de conservación (e.g. puestos de guardaparques, cantidad de personal, presupuesto, movilidad). De la misma manera, Arzamendia y Giraudo (2004) cuestionan la efectividad de las APs en la provincia de Santa Fe, analizando los patrones de distribución de ofidios concluyendo que las APs poseen superficies pequeñas como para conservar poblaciones y comunidades viables de vertebrados, presentando falencias en su diseño y ubicación, falta de presupuesto y personal capacitado, sesgos en la información de especies que las habitan y poca conectividad, transformando en cuestionable su efectividad en la conservación de la biodiversidad regional. Esta situación, termina produciendo un aumento del costo necesario para lograr un sistema de reservas representativo utilizando de manera eficaz los limitados recursos financieros y humanos necesarios para su implementación (Williams y col., 1996). Para poder lograr estos objetivos eficientemente es necesario identificar las características que el APs debe presentar, revisar las ya existentes (Margules y Pressey, 2000), conociendo como son los patrones de distribución de las especies a diferentes escalas (local, regional y global) (Myers y col., 2000; Bini y col., 2006).

La provincia de Entre Ríos forma parte de la Mesopotamia Argentina y se caracteriza por ser una de las provincias donde el avance de la frontera agrícola y la urbanización han dejado pocos remanentes de hábitat naturales, que presentan diversos grados de modificación, lo que llevó a reemplazar extensas áreas de bosques y montes nativos por otros ecosistemas, alterando la riqueza y abundancia de especies, hecho que determinó la formación de parches boscosos aislados (Lavilla, 2004; Arturi, 2006). Según el diagnóstico ambiental de la provincia de Entre Ríos realizado en 2012 (consultora Victor Baradacco, 2012), se espera que en los próximos 15 años la frontera agrícola de la provincia ocupe un 22% más de su superficie total, lo que implica un aumento de más de 3.300.000 millones de ha. De cumplirse estos pronósticos el 52% de las tierras de la provincia estarán cultivadas, desplazando en gran medida otras actividades como la producción de animales para consumo (Consultora Victor Baradacco, 2012) y áreas naturales. Entre Ríos presenta algunos de los ecosistemas de Argentina que poseen mayor biodiversidad y elementos endémicos, como son: la selva Paranaense en galería del río Uruguay, el valle de inundación del río Paraná y su extenso delta, el espinal y pastizales pampeanos (Arturi, 2006; Arzamendia y Giraudo, 2012). Adicionalmente, resulta ser una de las provincias argentinas prioritarias en relación con acciones de conservación como son la implementación de sistemas de APs, debido a su elevada y singular biodiversidad. Al mismo tiempo,

Entre Ríos es considerada una de las provincias menos muestreadas del litoral, por presentar inventarios incompletos en varios grupos taxonómicos, áreas con vacíos de muestreos y sesgos en el conocimiento sobre la representatividad de especies (Galliari y Goin, 1993; Arzamendia y Giraudo, 2012). Existen algunos inventarios parciales de los vertebrados de la provincia, siendo fragmentados y sin una representación territorial adecuada (e. g. Freiberg, 1939, 1943; Vuoto, 1995; De la Peña 1997 y 2012; Peltzer y Lajmanovich, 1999; Beltzer y col., 2006; Muzzachiodi, 2007; Abdala y col., 2012; Giraudo y col., 2012; Prado y col., 2012). En este contexto, es preciso conocer los patrones de distribución de las especies mediante inventarios de su biodiversidad, siendo un paso necesario para identificar y establecer cuáles son las áreas prioritarias para su conservación (Escalante, 2016).

Debido a las limitaciones en las bases de datos de distribución de especies, las APs suelen delimitarse a partir de los grupos taxonómicos mejor muestreados. Esto se debe a que cualquier sesgo o error en una base de datos condicionará el resultado futuro de la priorización. Para ello, y dada la crisis de biodiversidad actual, es necesario escoger grupos taxonómicos con datos de distribuciones más conocidas y/o accesibles. Por lo tanto, es preciso encontrar representantes confiables, que permitan e incluyan una amplia gama de diversas taxa con el fin de omitir como requerimiento conocer toda la diversidad para realizar acciones de manejo (Wiens y col., 2008). Entre los representantes más efectivos se encuentran aquellos que presentan mayor cantidad de especialistas distribuidos a lo largo de amplios gradientes ambientales (ej plantas, aves y mamíferos) (Lewandowski y col., 2010). Las aves, como grupo taxonómico, han sido reconocidas como valioso indicador de condición ambiental, para identificar regiones perturbadas o que necesitan protección, debido a la gran cantidad de información disponible sobre su biología, su relativa facilidad de estudio y a un importante desarrollo metodológico para su estudio respecto a otros grupos (Louette y col., 1995; Giraudo y col., 2003), permitiendo utilizarlas como sustitutos taxonómico en los ecosistemas terrestres (Westgate y col. 2014). Las aves representan un grupo taxonómico bien estudiado, con alta detectabilidad, fácilmente identificables y con bajo costo de muestreo en comparación con otros grupos de tetrápodos. Además, siguiendo a Lewandowski y col., (2010), presentan niveles altos de diversidad de especies, amplitud de atributos funcionales y distribuciones heterogéneas, lo que constituyen atributos deseables para mejorar la planificación y acciones de gestión y conservación. Del mismo modo, Los ensambles avifaunísticos son sensibles a los cambios ambientales y las actividades antrópicas alteran la composición de la avifauna a diferentes escalas (Clergeau y col., 2006) y en varios estudios se ha propuesto a este grupo como indicador de la calidad de ecosistemas (Wilson y Bayley, 2012).

En Entre Ríos, los primeros aportes escritos brindando localidades precisas de la fauna y avifauna fueron realizados por el naturalista Alcides d'Orbigny (1827-1828), en donde realiza algunas comparaciones biogeográficas con la provincia de Corrientes, diciendo cuando se refiere a Entre Ríos: *“...Los animales son más o menos los mismos, a excepción de aquellos que encuentran la temperatura demasiado fría para su género de vida; así los monos desaparecen por completo, los tapires son raros, así como los grandes ciervos, mientras que los ciervos gauzú-ti y los zorros son más comunes.*

Entre los pájaros, la mayoría de las brillantes especies de los trópicos no se hallan, pero el número de granívoros y de pájaros acuáticos aumenta. Empero se ve al ligero pájaro mosca revolotear, en la estación, sobre las flores bien nuevas para él, la de los perales, manzanos, etc....” (Pág. 402 Viaje a la América Meridional, T. I, p. 416, Buenos Aires, Aceñolaza, 2008). Antes de Alcides d’Orbigny, Félix de Azara había recorrido el territorio entrerriano, ya que sus escritos indican observaciones desde el 24° al 36° de latitud austral y entre el 57° y 60° de longitud oriental, aunque con escasa precisión geográfica de sus novedosas observaciones (Azara, 1998). Posteriormente durante el siglo XX, comenzaron a aumentar los aportes bibliográficos sobre la avifauna de Entre Ríos, pudiendo destacarse los aportes de Serié y Smyth (1923); Smyth (1927 y 1928); Zotta (1940); Drabble (1953); Bó (1956); Rossi (1956); Narosky (1973, 1983); Zapata (1975); Klimaitis (1977, 1986) Klimaitis y Moschine (1984); Beltzer (1980) y Beltzer y col., (1988); Fraga (1983); Milat y col., (1985); Salvador y col., (1985); Abadie (1987, 1993); Haene (1988); Parera (1990); Torrano (1986, 1987, 1990), Brunetti (1991); Camperi (1992); De Lucca (1992); Rovira y Beltzer (1992); Saggese y col., (1996); De la Peña (1996); Ferrari y Henchke (1997); Babarskas y Fraga (1998); Canavelli y Zaccagnini (1998); Fraga y col., (1998), entre otros. En las últimas décadas los trabajos ornitológicos brindan información más precisa, incluyendo aspectos de la historia natural, sistemática y distribución de las aves que habitan la provincia, por ejemplo Norez (2002); Zapata (2002); De la Peña y col., (2003, 2013); Fraga (2003); Areta y col., (2004); Ortiz (2008); Di Giacomo y Di Giacomo (2004); Di Giacomo y col., (2007), Roesler y col., (2006); Chebez y Morandeira (2007); Veiga (2007); Alonso (2008); Bodrati y Sierra (2008); Codesido y Fraga (2009); Joonas y Ortiz (2009); Aves Argentinas (2009); Marateo y col., (2009); Alvarado y La Grotteria (2011); Passafaro (2012); Fernández Guaraz (2013); Cantador (2014); Reales y col., (2015) y Sarquis y col., (2017 en prensa), entre otros. Además existen catálogos y listados de la avifauna para toda la provincia como los realizados por Freiberg (1943); De la Peña (1996 y 2012) y Beltzer y col., (2006), que presentan notables diferencias en la cantidad de especies de aves que reportan.

Desde comienzos de siglo, han surgido aportes que tratan aspectos de la conservación de la avifauna de Entre Ríos, por ejemplo Canavelli y col., (2004), quienes mapearon la riqueza de especies a través de un monitoreo extensivo en el centro y sur de la provincia brindando iniciativas de conservación. Di Giacomo (2005, 2007) propone 8 áreas importantes para la conservación de las Aves (AICAs) en Entre Ríos sumando 3 áreas más del norte de Buenos Aires que ocupan parte del territorio entrerriano, sobre la base de cuatro criterios globales, que incluyen la representatividad de especies de aves amenazadas a nivel global, especies de distribución restringida, conjunto de especies restringidas a un bioma y congregaciones de elevados porcentajes poblacionales de especies particulares o aves acuáticas. A nivel internacional, Entre Ríos y Corrientes, han sido consideradas como una de las 9 EBAs (Endemic Bird Areas) Áreas de Endemismo de Aves de Argentina, denominada “Pastizales de la Mesopotamia Argentina” Statterfield y col., (1998).

Sin embargo, a pesar de la información existente, la planificación de la conservación de este grupo taxonómico no ha sido abordada de forma sistemática, y resulta evidente luego de revisar

exhaustivamente la literatura ornitológica de Entre Ríos, que siguen existiendo falencias de muestreos y vacíos que dificultan y sesgan las decisiones sobre las áreas prioritarias para la conservación de la avifauna entrerriana.

Una de las estrategias con mayor consenso aplicadas en conservación consiste en detectar cuáles son las regiones prioritarias a ser conservadas basándose en la riqueza de especies, especies raras y amenazadas (Rabinowitz, 1981; Margules y Pressey, 2000; Leitão y col., 2016). Las especies raras de una región, son aquellas con reducida distribución geográfica, escasez poblacional y especificidad de hábitat (Rabinowitz, 1981). Tales especies raras, generalmente presentan un problema particular de falta de datos de distribución, denominada “deficiencias Wallaceanas”, debido a la escasez de registros que poseen (Rojas-Soto y col., 2003). Las especies amenazadas son aquellas que presentan una elevada probabilidad de extinción a corto plazo como consecuencia de actividades antrópicas, hallándose en continuo declive poblacional y/o geográfico (UICN, 2012). Tanto las especies amenazadas como las raras pueden ser determinadas mediante criterios específicos que pueden ser aplicados a poblaciones regionales como la de la avifauna entrerriana (Gärdenfors, 2001), con el fin de utilizar métodos eficaces en la selección de áreas prioritarias basadas en riqueza y complementariedad de tales especies (Rebelo, 1992; Lomolino, 1994; Rodrigues y col., 2000; Méndez Iglesias, 2003). La riqueza de especies ha sido utilizada para comprender los patrones de biodiversidad a gran escala, ya sea de especies raras, amenazadas o de distribuciones restringida, mapeando de esta forma los “Hotspots” (puntos calientes de biodiversidad) del mundo (Myers y col., 2000; Ceballos y Ehrlich, 2006; Pimm y col., 2014; Veach y col., 2017). En contraposición con la riqueza, la complementariedad es una medida de la extensión de área mínima necesaria para conservar la biodiversidad eficientemente (Rebelo y Siegfried, 1992; Rebelo, 1994; Williams y col., 1996; Margules y Pressey, 2000; Margules y col., 2002; Veach y col., 2017) existiendo estudios que utilizan técnicas matemáticas de complementariedad y máxima cobertura, que permiten optimizar los resultados, maximizando el número de especies en un determinado número de área (Rodrigues y col., 2000). Mediante el uso de la complementariedad se pretende aumentar la eficiencia de los sistemas de APs vigentes, siendo la eficiencia fundamental ya que la extensión de tierra disponible para proteger la biodiversidad es limitada (Margules y col., 2002). En este contexto, Reyers y col., (2000) encontraron en su estudio que los *Hotspots* seleccionados lograron representar las especies raras y amenazadas estudiadas requiriendo 40% más de extensión de la tierra. En conclusión, tanto Pressey y col., (1993), Williams (1998) y Reyers y col., (2000) argumentan que seleccionar conjuntos de celdas complementarias es quizás la solución para lograr un sistema más eficiente de reservas. Recientemente Veach y col., (2017) revalorizaron que basar las áreas prioritarias globales para la conservación solo utilizando capas de riqueza de especies dará lugar a un sesgo en la representación total de especies en comparación a la complementariedad la cual consigue incluir toda la biodiversidad en un número mínimo de área.

En las últimas décadas, el desarrollo de sistemas de información geográfica (GIS) y técnicas estadísticas, favorecieron el desarrollo de algoritmos que permiten predecir los patrones espaciales de

las especies, llamados Modelos de Distribución de Especies (MDE) centrados en la distribución real o potencial o Modelos de Nicho Ecológico (MNE) utilizados para estimar el potencial de especies invasoras o los efectos del cambio climático (Guisan y Zimmermann, 2000; Hortal y col., 2006; Mateo y col., 2011; Peterson y Soberón, 2012). Los MDE fueron favorecidos por el acceso creciente a bases de datos públicas con registros de especies y están siendo utilizados cada vez más frecuentemente en estudios ecológicos, biogeográficos, de conservación, de expansión de especies exóticas y predicción de efecto del cambio climático (Peterson y Nyári, 2008; Costa y col., 2009; Pliscoff y Fuentes-Castillos, 2011; Niamir y col., 2011; Marcer y col., 2013; Leach y col., 2013; Báez y col., 2014; Winiarski y col., 2014). Los modelos constituyen una representación o estimación parcial de la realidad que refleja algunas de las propiedades de las especies modeladas, por lo tanto son representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie en función de las variables empleadas para generar dicha representación (Sillero y col., 2010), permitiendo extrapolar distribuciones a través del espacio y el tiempo (Franklin, 2009). Para ello se requieren datos geo-referenciados de las especies y capas de variables ambientales que influyen en la idoneidad del hábitat (y por lo tanto en la distribución de especies) para hacer un modelo de las condiciones ambientales que cumplan los requisitos ecológicos de una especie (Guisan y Thuiller, 2005; Phillips y col., 2006; Pearson, 2007; Elith y Leathwick, 2009; Franklin, 2009; Warren y Seifert, 2011). Estos nuevos algoritmos permiten realizar predicciones sobre las especies raras, que por su naturaleza intrínseca generalmente cuentan con datos incompletos sobre su distribución (Lomba y col., 2010).

Por otro lado, las técnicas usadas para realizar priorización espacial para la conservación como ZONATION (Moilanen y col, 2005), utilizan datos como los obtenidos por los MDE y variables como la cobertura de la Tierra, e incluso se pueden optimizar las áreas teniendo en cuenta sus costos en relación con las actividades humanas, usando por ejemplo el índice de Huella Humana (HII) para obtener un sistema de áreas protegidas que sea más factible de ser aplicado y minimice los conflictos con los usos antrópicos (Kremen y col., 2008). Actualmente en la comunidad científica, existe gran cantidad de trabajos que optimizan las APs basadas en las mejores localizaciones brindadas por los MDE a través de ZONATION (Hannan, 2008 y 2010; Loyola y col., 2009; Carroll, 2010; Leach y col., 2013; Duan y col., 2014; Winiarski y col., 2014). Esta combinación permite el análisis de grandes conjuntos de datos en un tiempo razonable y puede proporcionar soluciones óptimas para evaluar el valor de conservación de las redes de áreas protegidas o proponer nuevas áreas (Leach y col., 2013).

Los antecedentes antes discutidos nos permiten hipotetizar que el sistema de áreas protegidas de la provincia de Entre Ríos, resulta deficiente para representar a las especies raras y amenazadas de aves, debido a que su planificación no incluyó análisis de los patrones biogeográficos de tales especies. En este sentido comparamos el uso de algoritmos simples de complementariedad que utilizan datos de distribución no modelados (Rebelo 1992, 1994), con algoritmos que usan modelos de distribución de especies y detección de áreas núcleo de conservación identificando la conectividad del paisaje, e inclusive considerando los costos de las actividades humanas y conflictos potenciales

(Moilanen y col, 2005). Resulta expectable que ambos algoritmos muestren áreas similares o compatibles, aunque cuando se minimicen conflictos con actividades humanas, se generarán cambios espaciales en la detección de las áreas prioritarias para la conservación, debido a que Entre Ríos es una provincia con un uso del territorio intenso a nivel de actividades agrícolas.

En este marco el presente trabajo propone: (1) Identificar las áreas prioritarias para la conservación de aves de la provincia de Entre Ríos a través de criterios múltiples como la riqueza de especies (cantidad de especies), complementariedad (máxima diversidad en la menor cantidad de espacio posible); áreas núcleos de especies amenazadas y raras, minimización del conflicto con actividades humanas; (2) Evaluar las distribuciones potenciales de las aves raras y amenazadas con el fin de detectar las áreas prioritarias para la conservación mediante algoritmos de optimización; (3) Proponer una optimización del actual sistema de APs de la provincia evaluando la correspondencia y representatividad de la avifauna detectando vacíos en la representación de especies raras y amenazadas, y aumentando su eficiencia territorial.

8. Objetivos del trabajo

8.1. Objetivo general:

Detectar áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad y evaluar la eficiencia de las áreas protegidas existentes a partir de diferentes algoritmos de optimización y modelos de distribución potencial de las aves.

8.2. Objetivos específicos:

- Evaluar los patrones de distribución espacial de la riqueza de especies total y de interés para la conservación (e.g. raras, y amenazadas) de la avifauna de Entre Ríos.
- Detectar áreas prioritarias para la conservación de aves en Entre Ríos basadas en criterios múltiples (rareza, especies amenazadas, áreas de elevada riqueza, complementariedad) usando diferentes algoritmos de optimización y considerando los patrones de influencia humana en el territorio.
- Evaluar la correspondencia y representatividad entre las áreas protegidas y las áreas prioritarias para la conservación detectando vacíos en la representación de especies y áreas.
- Optimizar el diseño de un sistema de áreas protegidas en Entre Ríos mediante criterios científicos.

8.3. Hipótesis

Hipótesis 1: El sistema de APs vigente de la provincia de Entre Ríos presenta deficiencias en la representación de especies de aves raras y amenazadas de la provincia.

Predicción 1.a: Las celdas prioritarias detectadas por complementariedad que cubran la riqueza total de especies raras y amenazadas tendrá una correspondencia espacial deficiente en relación con el sistema de áreas protegidas vigente.

Predicción 1.b: La priorización espacial basada en la detección de áreas núcleo mediante la distribución potencial de las especies raras y amenazadas tendrá correspondencia espacial deficiente en relación con el sistema de áreas protegidas vigente.

Hipótesis 2: Las áreas prioritarias para la conservación de aves identificadas por algoritmos cuantitativos representarán sectores de todas las regiones biogeográficas incluidas en la provincia de Entre Ríos.

Predicción 2: Las celdas o áreas prioritarias detectadas se ubicarán comprendiendo las diferentes regiones biogeográficas de Entre Ríos.

Hipótesis 3: Los métodos de complementariedad (con datos de distribución no modelados) y algoritmos complejos de modelado de distribución y optimización de áreas núcleos permitirán

seleccionar áreas prioritarias para la conservación compatibles, existiendo sitios consensuados por ambos métodos.

Predicción 3: Se observará coincidencia espacial entre las áreas prioritarias detectadas por complementariedad (datos no modelados) y por algoritmos complejos de modelado de distribución y optimización de áreas núcleos.

Hipótesis 4: La inclusión de un índice de actividades humanas en el territorio como un “costo” modificará espacialmente las áreas prioritarias para la conservación definidas por algoritmos complejos.

Predicción 4: Se observarán diferencias espaciales entre de las áreas prioritarias (AP) detectadas por algoritmos de modelado y optimización cuando se comparen las priorizaciones espaciales con y sin incluir el “costo” de influencia humana.

9. Materiales y Métodos

9.1. Área de estudio

La provincia de Entre Ríos, ocupa la región centro este de Argentina, limita al oeste con Santa Fe, al sur con Buenos Aires, al norte con Corrientes y al este con la República Oriental del Uruguay. Posee una superficie de 78.781 km² que representa el 2,09% del territorio nacional; posee una población que supera los 1.235.994 millones de habitantes. Sus puntos extremos son (−30.154722°, −58.653889° al norte; −34.041944°, −58.636667° al sur; −31.992778°, −60.722501° al este y −30.933056°, −57.808611° al oeste) (Figura 1, Datum WGS84). La provincia de Entre Ríos se encuentra entre áreas subtropicales y templadas de Sudamérica, y presenta una amplia variedad de hábitats que van desde diversos tipos de humedales (ríos, arroyos, esteros y bañados), pastizales, sabanas y diferentes tipos de bosques (Giarla y Jansa, 2014). Estas áreas sudamericanas se extienden principalmente desde las praderas de alta elevación de los Andes hasta las sabanas de tierras bajas del este; donde se ubica la provincia de Entre Ríos. En este contexto, como expresan Di Giacomo y col., (2007) la provincia se incluye en el área de endemismo global de los “Pastizales de la Mesopotamia Argentina” reconocidos por BirdLife International.

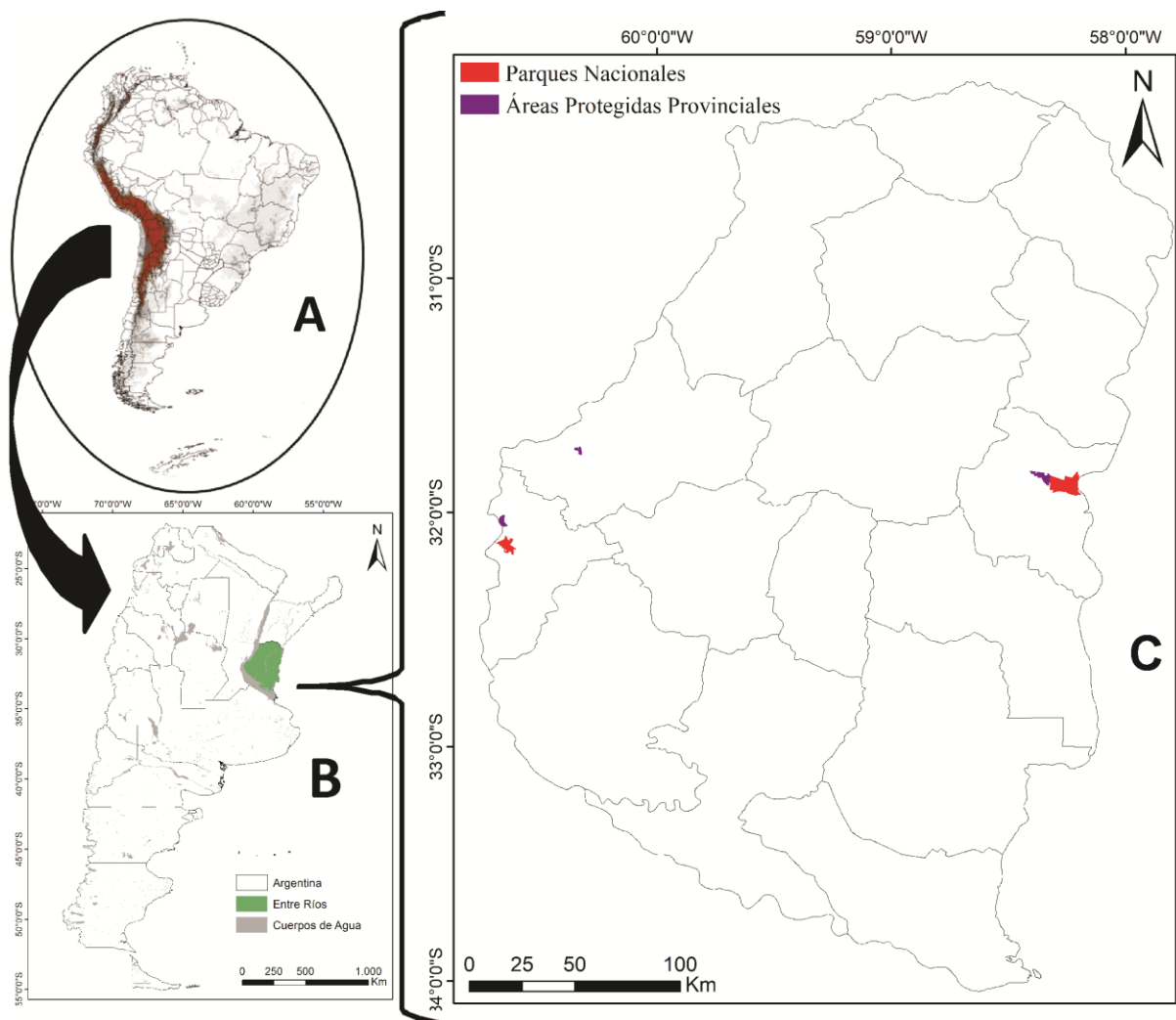


Figura 1. Localización de la provincia de Entre Ríos y las Áreas Protegidas consideradas en este estudio. (A) Sudamérica, (B) Ubicación de Entre Ríos en Argentina y (C) Entre Ríos con sus Parques Nacionales y Sistema de Áreas Protegido provincial utilizado en el presente estudio.

Hidrografía

Entre Ríos es una provincia rodeada de importantes ríos, presenta una red hidrográfica que abarca prácticamente toda la provincia, siendo los Ríos Paraná y Uruguay los de mayor porte. La provincia limita al norte con el río Guayquiraró, el arroyo Basualdo, el río Mocoretá y el arroyo Las Tunas, al sur y oeste con el río Paraná y en la costa este con el río Uruguay (Beltzer y col., 2006) (Figura 2-A). En su interior podemos destacar el río Gualeguay y el arroyo Feliciano (Di Giacomo y col., 2007) que desembocan en el Paraná, mientras el río Gualeguaychú desemboca en el río Uruguay (Beltzer y col., 2006) (Figura 2-B). El río Paraná posee más de 4.000 km de extensión, siendo el segundo río más largo de Sudamérica, naciendo en Brasil y desembocando en el río de la Plata (Bonetto, 1986). Es importante destacar que el Río Paraná en su tramo inferior a partir del Departamento de Diamante, desarrolla sobre Entre Ríos una gran planicie de inundación con un gran número de brazos fluviales lóticos y leníticos, formando lo que se denomina Delta del Paraná (Beltzer y col., 2006). Por su parte el río Uruguay posee una extensión de más de 1 800 km, naciendo en el Suroeste de Brasil y se encuentra con el río Paraná en el estuario del Río de la Plata (Giraudó y Arzamendia, 2004). La provincia posee un relieve caracterizado por una llanura ligeramente ondulada, que presenta algunas zonas más elevadas denominadas localmente “cuchillas”, como la Cuchilla de Montiel o la Cuchilla Grande (Di Giacomo, 2005). Estos grandes ríos sudamericanos constituyen corredores biogeográficos para muchas especies subtropicales de flora y fauna que extienden su distribución hacia latitudes templadas siguiendo las selvas en galería y marginales y extensos humedales de estos ríos (Arzamendia y Giraudó, 2004, 2012; Giraudó y Arzamendia, 2004; Arzamendia y col., 2015).

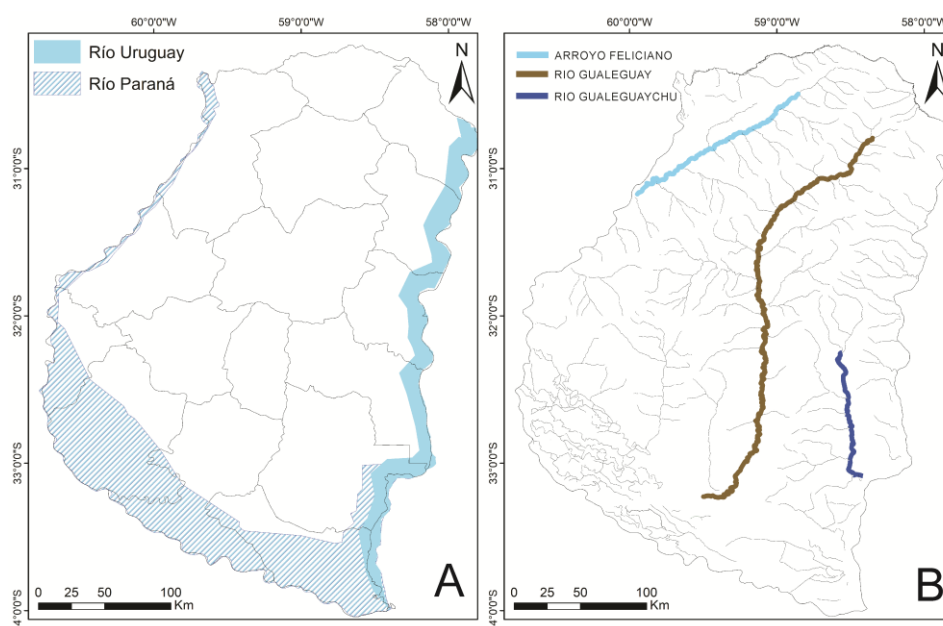


Figura 2. Hidrografía de la provincia de Entre Ríos. (A) grandes ríos que atraviesan la provincia, el Río Paraná y su delta al oeste y al sur y río Uruguay al este; y (B) ríos y arroyos menores de la provincia, destacándose El arroyo Feliciano, el río Gualedguay y el río Gualedguaychú.

Clima

El clima de la provincia está caracterizado por dos grandes grupos: El subtropical sin estación seca al norte y el templado pampeano en el centro y sur. La temperatura media anual disminuye de norte a sur, siendo Enero el mes más cálido y Julio el más frío (Figura 3-A). Este gradiente latitudinal de temperatura se puede visualizar también en las precipitaciones, las cuales a lo largo de la provincia oscilan con valores promedios de 1300 a 1000 mm (Figura 3-B) (Beltzer y col., 2006).

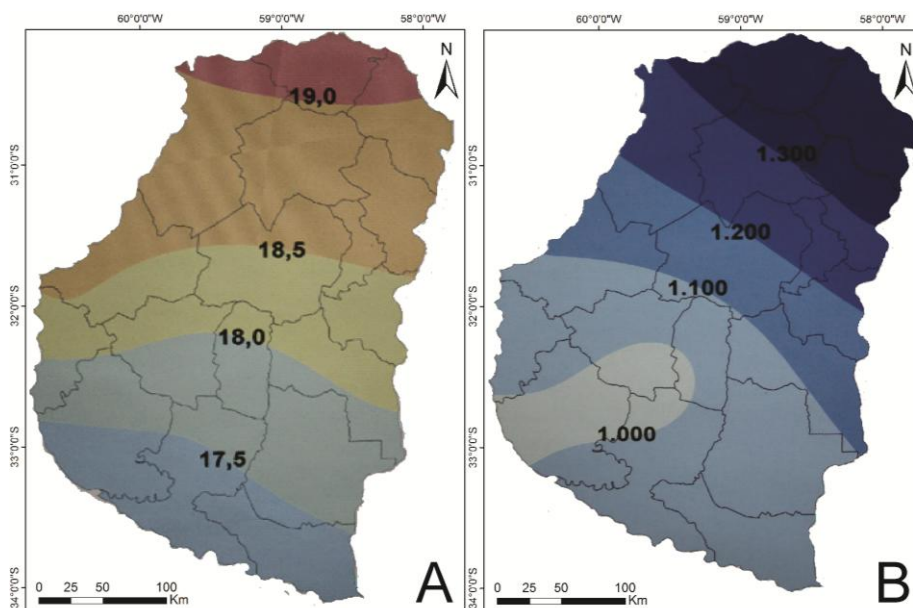


Figura 3. Clima de la provincia de Entre Ríos. (A) Gradiente de temperatura media anual y (B) gradiente de precipitación media anual.

Regionalización biogeográfica de Entre Ríos

Los principales tipos de vegetación de Entre Ríos han sido incluidos en un sistema jerárquico de clasificación biogeográfica que siguiendo a Cabrera (1958, 1994) incluye: Una región, la Neotropical y dos dominios, el Amazónico, representado por la Provincia Paranaense con sus selvas en galería y bosques ribereños de los grandes ríos Paraná y Uruguay, y el Chaqueño, representado por las Provincias del Espinal y Pampeana (Figura 4-A). Otras propuestas de regionalización biogeográfica o ecorregional fueron realizadas por Burkart y col. (1999) y por Giraudo y Arzamendia (2017) (Figura 4-B y C). Siguiendo las divisiones de Cabrera (1958, 1994) se describen las principales bioregiones y sus tipos de vegetación:

Provincia Paranaense: Ocupa los valles de inundación de los grandes ríos Uruguay y Paraná y zonas aledañas, incluyendo sus deltas, el cual representa en conjunto un paisaje de islas bajas e inundables, delimitadas por los brazos laterales y sus cauces, esta ecorregión se caracteriza por ser “azonal”, debido a que sus rasgos no responden a los grandes factores continentales como el clima y la geología de las zonas que atraviesa. Sus principales tipos de vegetación son la selva subtropical empobrecida respecto a las más septentrionales (Cabrera, 1994), los bosques o selvas en galería y marginales (más

diversas en el río Uruguay), los sauzales (*Salix humboldtiana*), alisales (*Tessaria integrifolia*), ceibales (*Erythrina crista-galli*) y timbozales (*Albizia inundata*), diversos tipos de sabanas inundables y vegetación palustre y flotante (Pensiero y col., 2005). Otras especies características son el curupí (*Sapium haematospermum*), selvas de ingá (*Inga uraguensis*) y bosques de dosel pluri-específico compuestos por el canelón (*Myrsine laetevirens*), la sangre de drago (*Croton urucurana*), el laurel de la isla (*Nectandra angustifolia*), el timbó colorado (*Enterolobium contortisiliquum*), el tala gateador (*Celtis iguanaea*) y la espina colorada (*Xylosma venosa*), que aportan a la riqueza y diversidad de este sistema de humedales, cuya dinámica y tipos de vegetación está fuertemente condicionada por los regímenes hidrosedimentológicos (Marchetti y col., 2013). Burkart y col., (1999) consideran al río Paraná como una ecorregión diferenciada, que denominan Islas y Delta del Paraná, mientras que no indican al río Uruguay dentro de la ecorregión Paranaense. Arzamendia y col., (2015) y Giraudo y Arzamendia (2017), usando métodos biogeográficos cuantitativos, proponen al río Paraná como relacionado al Chaco Húmedo, y al río Uruguay con la selva Paranaense o Atlántica.

Entre Ríos posee la mayor parte del delta del río Paraná, con gran cantidad de islas, canales y exuberante vegetación incluyendo los bosques ribereños del delta (Di Giacomo, 2005). Las costas de los Ríos Paraná y Uruguay presentan selvas con diversos grados de modificación que actúan como corredores de especies tropicales (Giraudo y Arzamendia, 2004).

Provincia del Espinal: Ocupa desde el norte al centro-sur de la provincia de Entre Ríos, en áreas altas no inundables. Se caracteriza por la presencia de bosques xerófilos bajos, densos o abiertos, de un solo estrato, que alterna con palmares, sabanas gramíneas y estepas. Presenta una precipitación media anual de 340-1170 mm, con lluvias en verano, cuya temperatura media oscila entre 15-20°C. Esta provincia se caracteriza por una dominancia de especies arbóreas, acompañadas por algunos árboles de la provincia Chaqueña. Es por ello que Cabrera (1971) llamaba al Espinal un "Chaco empobrecido", pues carece de representantes del género *Schinopsis*. Dominan los bosques de ñandubay (*Prosopis algarobilla*) y algarrobo (*Prosopis nigra*), acompañados por el espinillo (*Acacia caven*), el chañar (*Geoffroea decorticans*), el tala (*Celtis tala*), el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), el molle (*Schinus molle*), siendo muy característica en esta zona la palmera caranday (*Trithrinax campestris*) (Berduc y col., 2010; Apodaca y col., 2015). Esta bioregión es propuesta como un área transicional entre las bioregiones Chaqueña y Pampeana, sin identidad biogeográfica propia (Giraudo y Arzamendia, 2017).

Provincia Pampeana: Ocupa las llanuras y lomadas no inundables del sur de Entre Ríos. Se caracteriza por los pastizales, sabanas y estepas dominadas por gramíneas y pastizales. Esta es la bioregión argentina con mayores modificaciones antrópicas producto del reemplazo de los hábitats naturales por la agricultura (Lavilla, 2004). Si bien siguiendo el mapa de Burkart y col., (1999), un pequeño sector del noroeste de Entre Ríos correspondería a una ecorregión denominada por los autores Esteros del Iberá (Figura 4-B), no la consideramos una ecorregión representada en Entre Ríos, e incluso su validez como área biogeográfica válida diferenciada ha sido cuestionada recientemente por Giraudo y

Arzamendia (2017), ya que constituyen grandes humedales o esteros característicos de la ecorregión del Chaco Húmedo.

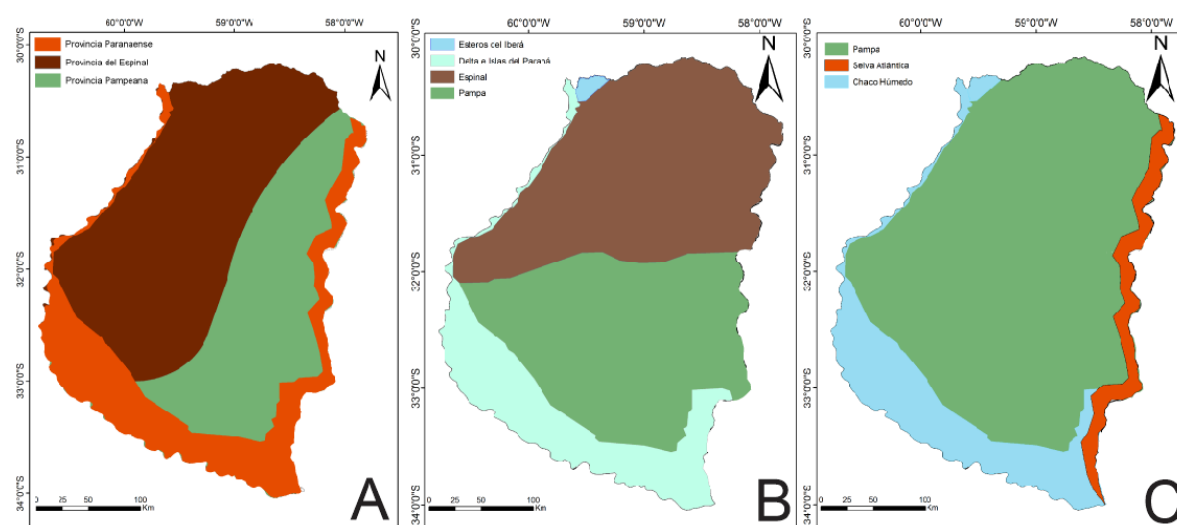


Figura 4. Regionalizaciones realizadas para la provincia de Entre Ríos. (A) Cabrera, 1958, 1976, 1994 y Apodaca y col., 2015; (B) Burkart y col., 1999; y (C) Giraudo y Arzamendia, 2017.

9.2. Áreas Protegidas (APs) de la provincia de Entre Ríos

La Argentina no cuenta con un sistema jurídico-institucional unificado en materia de Áreas Protegidas (Burkart y col., 2007). Actualmente nuestro país cuenta con un Sistema Federal de Áreas Protegidas (SIFAP), cuyo inicio se firmó en 2003 bajo un convenio tripartito (COFEMA-SA y DS-APN) (Resolución 70/2003). Asimismo en el año 2013 el consejo Federal del Medio Ambiente resolvió en su Resolución Nro. 269/2013: *“Que a partir de la experiencia recogida, se hace necesario adecuar el Marco Estatutario del Sistema Federal de Áreas Protegidas con el objeto de agilizar su funcionamiento, en forma transitoria, hasta la institucionalización definitiva del sistema, a través de una Ley de Presupuestos Mínimos”*.

La provincia de Entre Ríos cuenta con la ley 8 967/95 (https://www.entrerios.gov.ar/ambiente/normativas/Provinciales/Ley_8967%20Area%20Naturales.doc) y más actualmente el 5 de Junio de 2017 se publicó en el boletín oficial la ley N°10 479 (<http://argentinambiental.com/legislacion/entre-rios/ley-10479-sistema-areas-naturales-protégidas-territorio-la-provincia-rios/>) la cual deroga la ley anterior y cuyo primer artículo dice: *“Establézcase el Sistema de Áreas Naturales Protegidas en el territorio de la Provincia, que estará integrado por todas aquellas áreas, sean del dominio público o privado que específicamente se afecten a él y se regirá por las normas de la presente Ley, de acuerdo a los principios e instrumentos de política ambiental contemplados en los Artículos 83°, 84° y 85° de la Constitución Provincial y de conformidad al glosario que como Anexo I integra la presente”*. De la misma manera en el segundo artículo expresa: *“Declárase de interés público a la conservación, el aprovechamiento, la preservación y defensa de los ambientes naturales y sus recursos, por constituir un patrimonio natural de fundamental valor cultural e importancia socio – económica”*.

La Provincia de Entre Ríos posee un sistema de APs poco planificado, patrón que se observa en el resto de las provincias del litoral fluvial argentino (Giraud y col., 2003). Entre Ríos posee más de 58 APs, y varias en formación, de las cuales 8 son de dominio provincial, 15 son de dominio Municipal en las localidades de Cerrito, Colón, Concordia, Diamante, Gualaguaychú, La Paz, Paraná, San Salvador, Victoria y Villaguay y 35 son de dominio privado. El conjunto de estas 23 AP (sin contar las privadas) representa un 5,76% de la superficie provincial total y cubren 4.467 km², de las cuales solo 2 áreas poseen una superficie superior a 3km². Estas 2 áreas son la Reserva provincial de Usos Múltiples Selva de Montiel (700 km²) y Reserva municipal de uso múltiple Islas de Victoria (3.760 km²), que claramente entran dentro de la categoría VI de UICN (Dudley, 2008), debido a que poseen una importante cantidad de pobladores y productores privados que realizan desde actividades ganaderas a extractivistas como pesca, extracción de leña, y hasta cultivos. Estas áreas presentan un manejo que va desde nulo a bajo en relación con planes de gestión, fiscalización y administración. Al mismo tiempo estas áreas no poseen categorías estrictas de gestión, dificultándose la posibilidad de cuantificar su papel real en la conservación de la flora y fauna entrerriana. Además, las 35 APs bajo dominio privado entran en la categoría VI de UICN (Dudley, 2008), que suman un total de 4.144 km² (5,26% del territorio provincial). También, Entre Ríos cuenta con dos Parques Nacionales que cubren 10.958 km² (SIFAP, 2017; Anexo I).

En relación con los antecedentes expuestos sobre la situación del sistema de APs de la provincia, se considera adecuado incluir para los análisis de cobertura de las APs existentes, sólo aquellas áreas protegidas de las categorías I y II de UICN, gubernamentales o privadas, en las que comprobamos que existe una mínima infraestructura de conservación y planes de gestión con eficiencia aceptable (Tabla 1).

La categoría de manejo I de UICN corresponde a Reserva Natural Estricta o Área Natural Silvestre, esto es un área protegida de tierra y/o mar no modificada o ligeramente modificada destinada a actividades de investigación científica y/o de monitoreo ambiental. Estas áreas deben hallarse exentas de la intervención humana directa. La categoría de manejo II corresponde al Parque Nacional, esto es un área protegida designada principalmente para conservar la integridad de los ecosistemas y proporcionar un marco de actividades espirituales, científicas, educativas, recreativas y turísticas, actividades que deben ser compatibles desde el punto de vista ecológico y cultural (Dudley, 2008).

Tabla 1. Sistema de Áreas Protegidas (APs) de Entre Ríos utilizados en el presente trabajo.

Área Protegida	Cantidad de Hectáreas	Categoría según UICN
Parque Nacional el Palmar	8 500	II
Parque Nacional Pre-Delta	2 458	II
Parque General San Martín	600	I
El Alisal, Isla el espinillo	246	I
La Aurora del Palmar	1500	I

A continuación se caracterizan las APs más importantes de la provincia de Entre Ríos, entre las que se encuentran ambos Parques Nacionales y el Parque General San Martín. Este último, posee un manejo equiparable a la categoría II de UICN, y se gestiona desde hace más de 15 años bajo un plan de manejo efectivo, posee estructura, guardaparques y otros tipos de personales asignado.

Parque Nacional El Palmar

El Parque Nacional el Palmar fue creado el 28 de Enero de 1966 bajo la ley N°16 802 (<http://www.patrimonionatural.com/HTML/provincias/entrierios/elpalmar/legislacion.asp>), posee una extensión total de 8500 ha y se caracteriza por ser representativa de la ecorregión del espinal, a la cual se suman algunas especies típicas del pastizal pampeano y de la selva paranaense. El área protege un terreno ondulado con lomadas arenosas pobres en humus y con un subsuelo rocoso formado por areniscas rojizas que a veces afloran a la superficie. La costa del río Uruguay es el límite este del PN. Sus afluentes, varios arroyos como El Palmar y Los Loros, surcan el área. El rasgo más distintivo de la vegetación es un denso palmar de yatay (*Butia yatay*) conocido históricamente como «el Palmar Grande de Colón», que en sus orígenes crecía sobre pastizales propios del distrito pampeano entrerriano. Desde la creación del parque, con el retiro del ganado y la supresión de los fuegos naturales, el ambiente de pastizales disminuyó, arbustificándose a través de la invasión de chilcas (*Baccharis spp.* y *Eupatorium buniifolium*). A pesar de ello, en algunos sitios anegados quedan muestras de pastizales higrófilos. Otro ambiente de interés es un bosque semixerófilo bastante empobrecido probablemente debido a las antiguas explotaciones de sus maderas duras. En escasos puntos cuenta con ejemplares de ñandubay (*Prosopis affinis*), árbol emblemático del espinal entrerriano o selva de Montiel, y con abundantes talas (*Celtis tala*), molles (*Schinus longifolia*) y coronillos (*Scutia buxifolia*), además de especies exóticas invasoras como el paraíso (*Melia azedarach*) y el crataegus (*Pyracantha coccinea*). Completa la heterogénea vegetación un ambiente que baja desde Misiones y se desarrolla en las costas del Uruguay y en las orillas de sus arroyos tributarios: la selva en galería o ribereña. Allí dominan el guayabo colorado (*Myrcianthes cisplatensis*), el chal-chal (*Allophylus edulis*), el curupí (*Sapium haematospermum*), el matajojo (*Pouteria salicifolia*), entre otras. (Di Giacomo y col., 2005; APN, 2017).

Parque Nacional Pre-Delta

El Parque Nacional Pre Delta está ubicado en Diamante, provincia de Entre Ríos, creado el 19 de Diciembre en 1991, bajo la ley N° 24.083 (<http://www.saij.gob.ar/24063-nacional-creacion-parque-nacional-pre-delta>). Posee una superficie de 2.458 ha pertenecientes a la ecorregión Delta e Islas del Paraná. El parque se sitúa a 5 km de la localidad de Diamante desde donde se accede a través de un camino consolidado. La mayor parte del parque corresponde a islas del alto delta del río Paraná. Existen bosques con predominio de sauce (*Salix humboldtiana*) y timbó blanco (*Albizia inundata*), junto a otros árboles como seibo (*Erythrina cristagalli*), aliso (*Tessaria integrifolia*), curupí (*Sapium*

haematospermum), laurel amarillo (*Nectandra falcifolia*) y canelón (*Myrsine laetevirens*), entre otros. En el interior de las islas, se encuentran extensos pastizales, pajonales y lagunas, con juncuales y abundante vegetación acuática, destacándose el irupé (*Victoria cruziana*). En las barrancas del arroyo La Azotea, a partir de unos 200 metros al noreste de la entrada al parque, se encuentran selvas con abundancia de lianas y enredaderas. Algunos de los árboles presentes son quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), guayaibí (*Patagonula americana*), ñandubay (*Prosopis affinis*), algarrobo blanco (*Prosopis alba*), ubajay (*Eugenia myrcianthes*), guayabo (*Myrcianthes cisplatensis*), ombú (*Phytolacca dioica*), viraró (*Ruprechtia laxiflora*) y tembetarí (*Fagara hyemalis*), entre otras especies (Di Giacomo y col., 2005; APN, 2017).

Parque General San Martín

El Parque General San Martín fue creado en el año 1950 y constituido en el orden institucional como Reserva de Uso Múltiple en el año 1995 (Ley de Áreas Naturales Protegidas, 1995). El mismo posee una superficie de 400 ha y se encuentra localizado a 23 km al Oeste de la ciudad de Paraná, en La Picada, Departamento Paraná. El clima es de Dominio Atlántico, dentro de la región templada húmeda de llanura. Presenta temperaturas medias que oscilan entre los 7 °C y 10 °C en invierno, y entre los 19 °C y 23 °C en verano. Las precipitaciones, superan los 1.100-1.200 mm anuales, con valores mayores para los meses de verano (Rojas y Saluso, 1987; Pereyra, 2003). Fitogeográficamente, el parque se encuentra dentro de la Provincia del Espinal, con representaciones de la Provincia Paranaense por la vegetación que acompaña el curso de los arroyos Las Conchas y Sauce (Berduc y col., 2010). Dentro del PGSM pueden distinguirse 3 ambientes bien delimitados: (1) Monte nativo con características semixerófitas, dominado por Algarrobos (*Prosopis alba* y *Prosopis nigra*), seguido por Ñandubay (*Prosopis affinis*), Tala (*Celtis tala*), Molle (*Schinus longifolia*), Guayabo (*Myrcianthes cisplatensis*), Sombra de Toro o Peje (*Jodina rhombifolia*), Quebrachillo (*Acanthosyris spinescens*), Espinillo o Aromito (*Acacia caven*) y otras especies menos dominantes; (2) Vegetación Costera: formación marginal de los arroyos Las Conchas y Sauce, caracterizado por la presencia de Seibo (*Erythrina cristagalli*), Sauce (*Salix humboldtiana*), Curupí (*Sapium haematospermum*), entre otras; (3) Pajonales graminiformes: representado principalmente por paja brava (*Panicum prionitis*) y vegetación acuática anfibia y flotante asociada, formación típica del Bañado del Yacaré y zonas bajas inundables. Las más comunes son las Achiras y Cucharones (*Sagittaria sp.* y *Echinodorus sp.*), totora (*Typha latifolia*), Cola de Caballo (*Equisetum arvense*), Camalotes (*Pontederia cordata* y *Eichornia azurea*), Redonditas de agua (*Hydrocotyle sp.*), Orejitas de Agua (*Salvinia sp.*) entre muchas otras especies. En esta misma sección de tierras bajas se observan Chilcas de diferentes géneros y especies (*Baccharis dracunculifolia*, *B. salicifolia* y *Eupatorium spp.*) e innumerables gramíneas (Berduc y col., 2010).

La Aurora del Palmar

Se encuentra ubicada frente al Parque Nacional El Palmar compartiendo sus características naturales y topográficas. El área cuenta con 1500 hectáreas, de las cuales 200 corresponden a palmares de más de 300 años, en buen estado de conservación. También, posee selvas en galería que acompañan durante varios kilómetros el curso del Arroyo El Palmar, pastizales naturales, bosques xerófilos, importantes superficies de pajonales, lagunas temporarias y una extensa avifauna. Ésta área natural protegida es de dominio privada y constituye desde 1998, uno de los Refugios que la Fundación Vida Silvestre Argentina posee en nuestro país, siendo el único de la provincia de Entre Ríos. En Noviembre de 2001 fue declarada Reserva de Uso Múltiple por Decreto Ley de la provincia de Entre Ríos. Ésta reserva de usos múltiples en conjunto con el Parque Nacional El Palmar son parte de lo que fue el "Palmar Grande de Colón", que ocupaba unas 15.000 hectáreas, sobre la costa del río Uruguay, constituyendo el palmar más grande del país, cuyos registros datan de los primeros exploradores en la región. Gracias a sus condiciones naturales, la vecindad con el Parque Nacional (que le permite ampliar y complementar el área de protección) y a la voluntad de conservación que demostró su propietario, La Aurora del Palmar se convirtió en Refugio de Vida Silvestre, y poco tiempo después fue declarada Reserva Provincial. A partir de entonces se encaró un programa de conservación que complementó el manejo productivo tradicional y se desarrolló un programa de turismo de bajo impacto como forma de valorizar los recursos naturales y culturales, con el objetivo de lograr una sustentabilidad económica y social que permita mantener este modelo en el tiempo. (<http://www.auroradelpalmar.com.ar/el-refugio.php>).

El Alisal, Isla el espinillo

Esta AP se encuentra ubicada en el departamento de Victoria, cuenta con 246 hectáreas, fue creada en el año 2000 por resolución de la secretaria de producción con el objetivo de proteger elementos de Fauna y Flora de la Selva en Galería paranaense, ya que se encuentra ubicada sobre la Ecoregión Delta e Islas del Paraná. Desde su creación, ésta AP comenzó siendo de dominio privado pasando luego a ser de dominio público. Dentro del área se practican diferentes actividades educativas, actividades de conservación y restauración silvestre. Constituye una de las áreas más importantes donde la dirección de Recursos Naturales de la provincia, desarrollará acciones en el corto plazo.

9.3. Análisis de Datos

9.3.1. Base de datos

Se confeccionó una base de datos de registros de aves de Entre Ríos, incluyendo datos propios obtenidos en campañas, revisión de colecciones de museos y literatura con datos precisos, y bases de datos disponibles en la web. Adicionalmente se obtuvieron datos de la región (Figura 5). Esta región ocupó las provincias de Buenos Aires, Chaco, Corrientes, Entre Ríos, Formosa, Santa Fe y Misiones en su totalidad y parte de Córdoba, Santiago del Estero, la Pampa, Río Negro y Salta, se incluyó también un área lindante de 100 km que abarco parte de los países limítrofes de Uruguay, Brasil y Paraguay (Figura 5- Ver Sección 9.5).

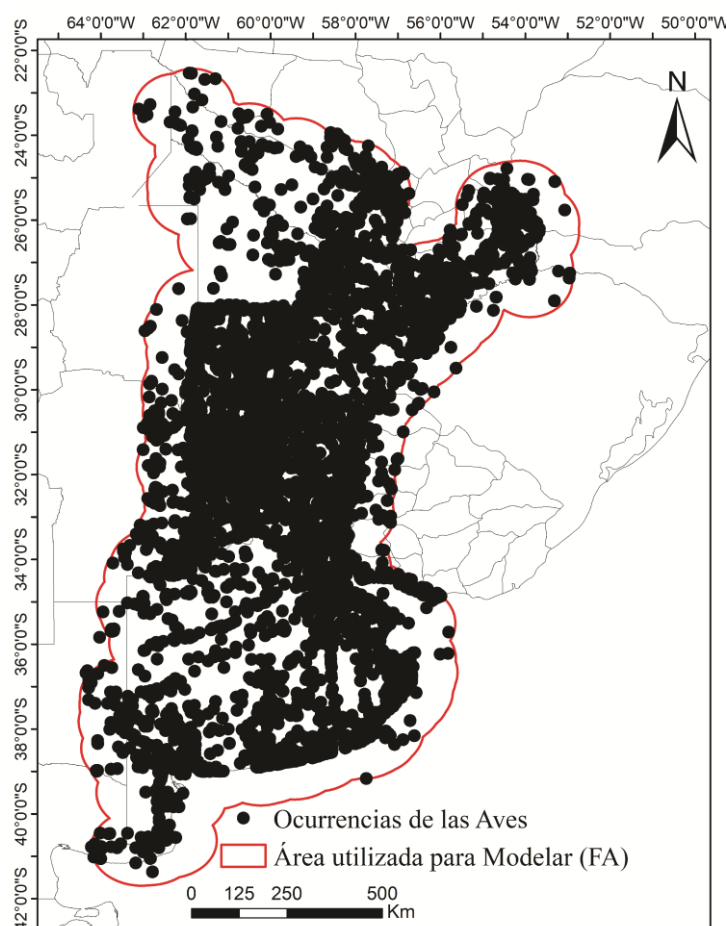


Figura 5. Localidades georreferenciadas con registros de aves que habitan en la provincia de Entre Ríos y se encuentran en otras provincias. El área delimitada en rojo corresponde al Fondo Ambiental (FA- Ver sección 9.5.) utilizado para realizar los Modelos de Distribución de Especies. Los datos fuera del continente corresponden a especies registradas en islas o áreas marinas de las familias Phalacrocoracidae, Laridae, Sternidae, Charadriidae, Scolopacidae entre otras.

Esta área delimitada en rojo en la Figura 5, correspondió a la superficie del territorio argentino (y países limítrofes) utilizado para realizar los Modelos de Distribución de Especies (MDE). Para el área delimitada solo se recolectaron datos de las especies de aves que habitaban la provincia de Entre Ríos y poseían ocurrencias en las provincias o países antes nombrados. Las fuentes consultadas para confeccionar la base de datos fueron:

(1) Bibliografía: se revisaron alrededor de 5.000 trabajos científicos (artículos, tesis, tesinas, libros) entre los años 1861 a Abril 2017. Ésta revisión incluyó: (a) la lectura de los títulos y resúmenes en primera instancia de todos los escritos de los diferentes volúmenes de revistas como El Hornero, Nuestras Aves, Aves Argentinas, Cotinga, Check List, The Ibis, The Condor, Ornitología Neotropical, Ecología Austral, Entre otras. (b) Lectura de las tesinas/tesis disponibles en diferentes unidades académicas como UNL, UADER, UNC. (c) Libros como los publicados por De la Peña (1996, 1997, 2012, 2013), Chebez (2008), UICN (Ficha de especies). (d) Guías Taxonómicas con distribuciones como Narosky y Yzurieta (2010), Olrog (1958, 1967). (e) listados de localidades, regiones o áreas protegidas como Alonso (2008, 2012), Mancini (2011). En total se obtuvieron datos georreferenciados fehacientes o verificables (foto, descripciones o vouchers citados) de 102 escritos (artículos

científicos, tesinas, tesis y libros). Sumando un total de 20.075 registros divididos en 395 especies con una abundancia total de 160.631 individuos. La bibliografía utilizada para obtener los registros georreferenciados puede observarse en el Anexo II.

(2) Bases de datos de biodiversidad de acceso abierto: Se revisaron 8 bases de datos de biodiversidad de acceso directo. Del total revisado se encontraron datos de aves de Entre Ríos en 5 bases de datos entre los años 1963 hasta 2017, estos registros provinieron de (a) El Sistema Nacional de Datos Biológicos (www.sndb.mincyt.gob.ar); (b) eBird (<http://ebird/content/Argentina>); (c) GBIF (www.gbif.org); (d) Xenocanto (<http://www.xeno-canto.org>) donde se encontraron registros de especies en localidades específicas representadas por sus vocalizaciones; (e) Ecoregistros (www.ecoregistros.org). Todos los datos obtenidos de estas fuentes suman un total de 9.148 registros correspondientes a 344 especies con una abundancia total de 18.822 individuos contabilizados. Se decidió continuar con el mismo criterio que en los datos obtenidos a través de la literatura, por lo que solo se utilizaron datos con evidencia empírica (fotos o “vouchers”).

(3) Colecciones de museos: Se analizó el material recolectado entre 1897 y 2010 perteneciente a 9 colecciones de museos: (I) Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” - Buenos Aires MACN-, (II) Museo de la Plata -Buenos Aires FCNyM UNLP- (III) Museo de Ciencias Naturales y Antropológicas “Antonio Serrano” -Entre Ríos MAS-, (IV) Fundación Miguel Lillo -San Miguel de Tucumán FML- (V) Museo Provincial de Ciencias Naturales “Florentino Ameghino” - Santa Fe MFA-, (VI) Fundación Félix de Azara -CFA-, (VII) Museo de Ciencias Naturales, Industria y Misional. Colegio San José de la ciudad de Esperanza -Santa Fe., (VIII) Facultad de Ciencias - República de Uruguay FCRU- y (IX) Museo Nacional de Historia Natural -MNHN Uruguay-. Se obtuvieron un total de 1.880 registros divididos en 307 especies con una abundancia de 1.909 individuos. Al igual que la literatura consultada y que las bases de datos virtuales solo se recolectaron aquellos datos donde se encontraba la piel. Existieron muchos casos donde los catálogos nombraban especies y especímenes cuyas pieles no se encontraban en dichas colecciones (Figura 6).



Figura 6. Ejemplares examinados en los museos de la provincia de Entre Ríos. (A) Representantes de la familia Icteridae; (B) Parte de la colección del Museo de Ciencias Antropológicas Profesor Antonio Serrano de Entre Ríos; (C) Especímenes de *Sporophila palustris* especie amenazada que habita los pastizales de la provincia; y (D) Representante de la especie *Gubernatrix cristata*, especie amenazada que habita en el espinal Entrerriano.

(4) **Muestreos:** Específicamente para la provincia de Entre Ríos, se realizaron campañas entre los años 2014 -2017 priorizando aquellas áreas de Entre Ríos insuficientemente conocidas o áreas con vacíos de conocimientos, a fin de completar el inventario de aves de la provincia de Entre Ríos, con el objetivo de evitar sesgos o deficiencias wallaceanas en el registro de especies raras e insuficientemente conocidas (Rojas-Soto y col., 2003). De este manera se realizaron 18 campañas (2014-2017), sumando más de 120 días de muestreo con un total de 1 498 horas de muestreo a través del uso de listados puntuales geo-referenciados con GPS *Garmin etrex* y el método de Mackinnon (Ribon, 2010), que consiste en elaborar listas cuya unidad muestral lo constituye el registro de 10 especies diferentes, permitiendo realizar estimaciones de riqueza y comparar áreas. Los registros de las aves se registraron en planillas y cuadernos reconociendo las especies de forma visual o por sus vocalizaciones, tomando fotografías de las mismas cuando era posible. Para detectar las especies de aves se utilizaron diferentes guías y claves taxonómicas (Olrog, 1959, 1968, 1979; Rodríguez-Mata y col., 2006; Narosky y Yzurieta, 2010), utilizando caracteres morfológicos específicos como el color, tamaño, movimiento (Figura 7).

Todos estos registros fueron georreferenciados con GPS y google Earth Pro, pasados en planillas de Excel y trabajados mediante programas propios de SIG (Sistemas de Información Geográfica) cuyo Datum fue WGS84 y el Software Libre Rstudio. Los datos duplicados fueron eliminados mediante la función de Excel “eliminar duplicados” evitando de esta forma sesgos en las abundancias. Al mismo tiempo, los registros encontrados para una misma localidad fueron georreferenciados con las mismas coordenadas geográficas. La recopilación de todos los datos

obtenidos de las diferentes fuentes antes mencionadas se incorporó a la base de datos de Aves del laboratorio de Biodiversidad y Conservación de Tetrápodos del INALI (CONICET-UNL) que posee un total de 464.628 registros de aves de todo el país.



Figura 7. Imagen ilustrativa de los estudios realizados a campo. Ambiente acuático de Gualaguay, Entre Ríos. De izquierda a derecha y de arriba hacia abajo encontramos; *Caracara plancus*, *Rothramus sociabilis*, *Donacozpiza albifrons*, *Dendrocygna viduata*, *Ciconia maguari*.

9.3.1.1. Determinación de las Especies Raras (ESRA)

Las especies raras (ESRA) de aves que habitan la provincia de Entre Ríos fueron determinadas a partir de la base de datos de las aves de Entre Ríos descripta anteriormente. Para ello se utilizaron los criterios propuestos por Gaston (1994), el cual identifica las ESRA respecto de su ubicación en el primer cuartíl considerando tanto la abundancia y el rango de distribución geográfica (Anexo III). Para determinar el rango de distribución geográfica se utilizó un grillado de 0.5° (2500 km^2) sobre el área de la provincia de Entre Ríos, siguiendo lo sugerido y realizado en Santa Fe por Fandiño y Giraudo (2012) y Etchepare y col., (2015) (Figura 8). El tamaño de celda utilizado fue seleccionado según los registros georreferenciados de la base de datos de aves de la provincia. De esta forma, la selección de ESRA se realizó teniendo en cuenta el tipo y cantidad de datos existente. Al mismo tiempo, se buscó que el tamaño de celda elegido supere el tamaño de las áreas protegidas de la provincia permitiendo que la posterior selección de Áreas Prioritarias para la Conservación (APC) pueda ser utilizado por los organismos de gestión de la provincia. Además, este tamaño de celda puede captar mayor heterogeneidad de hábitats y unidades biogeográficas existentes permitiendo la protección de un mayor número de especie y mayor viabilidad de las poblaciones en una misma área o celda.

Luego analizamos la cantidad de localidades y cantidad de individuos (abundancia) de cada especie que habita la provincia de Entre Ríos, de esta manera definimos el grupo que componen las ESRA. Realizamos un Diagrama de Caja (Box-Plot) donde se identifican la cantidad de celdas y abundancias que conforman a las ESRA del resto de especies.

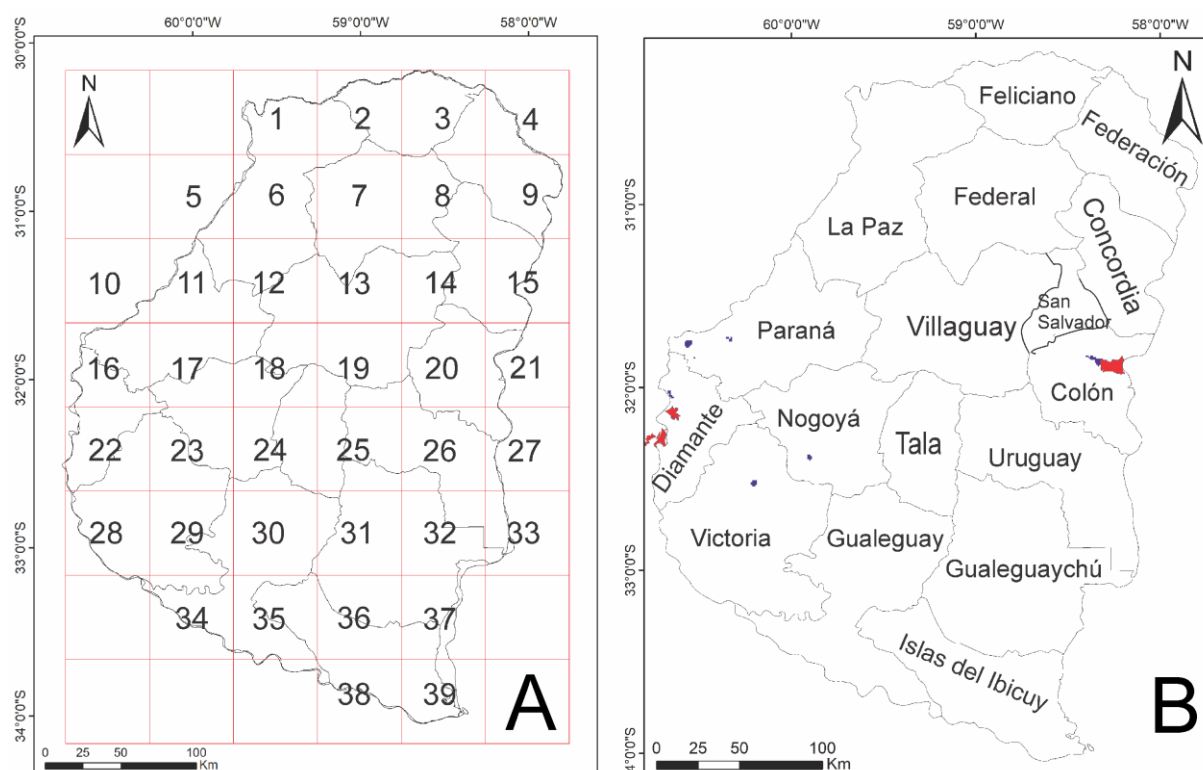


Figura 8. Grillado, número de celdas y división política de Entre Ríos. (A) Grillado y número de celdas utilizado para realizar la selección de aves raras, los análisis de Riqueza y Selección de reservas según el principio de Complementariedad; (B) División política de los departamentos de Entre Ríos, las áreas Rojas representan los Parques nacionales (Pre-Delta, Diamante y El Palmar, Colón). En violeta se indica el Sistema de Áreas Protegidas vigente utilizado para los análisis de la provincia.

Al mismo tiempo, se agregó; a las ESRA seleccionadas; las especies que se encuentran bajo algún grado de amenaza a nivel Global. Para ello seguimos los criterios utilizados por la Unión Internacional para la Conservación (IUCN-<http://www.iucnredlist.org/search/birds>) (Anexo III). Esto se debe a que las especies amenazadas enfrentan mayores riesgos de desaparición en el mediano o corto plazo (Méndez Iglesias, 2003), lo que amerita que sean incluidas en los diseños de APC.

Por último, se incluyó un análisis temporal para conocer si alguna especie debería ser clasificada como Extinto a Nivel Regional (ENR). Siguiendo los criterios establecidos por la UICN (2012): “*un taxón es ENR cuando no hay una duda razonable de que el último individuo capaz de reproducción en la región ha muerto o desaparecido de ella, o en el caso de ser un antiguo taxón visitante, ya no hay individuos que visiten la región. La fijación de cualquier límite de tiempo para su inclusión en la lista como Extinta a Nivel Regional es dejado a la discreción de la autoridad de la Lista Roja regional, pero en ningún caso debe ser una fecha anterior a 1500 D.C.*”. En este trabajo en particular se utilizó 50 años para establecer Extinciones a Nivel Regional. Esto se debió a 2 motivos principales: (1) Se observó que el avance y el reemplazo de los suelos entrerrianos por la agricultura comenzó a desarrollarse sobre todo a partir de 1960 (Consultora Victor Badaracco, 2012). Entre los

años 1960 y 1970 Entre Ríos pasó de 600.000 ha a 1.200.000 ha, duplicando su superficie sembrada en 10 años (Ver grafico 5.3. Pág. 19- Consultora Victor Badaracco, 2012). (2) En Fandiño y Giraudo (2012) se utilizó 50 años para considerar especies de aves extintas en la provincia vecina de Santa Fe, debido a estudios existentes en el área y a las búsquedas realizadas de las especies en cuestión, de forma similar en Entre Ríos existen estudios y listados, así como búsqueda de ciertas especies amenazadas que no han sido vistas en muchos años. Por lo tanto, para poder distinguir las especies ENR se comparó y dividió las ocurrencias de cada especie de ave que habita Entre Ríos entre 2 períodos:

- Hasta 1967: Especies registradas antes de 1967 (1860-1966).
- Desde 1967: Especies registradas en los últimos 50 años (1967-2017).

9.4. Determinación de las Áreas Prioritarias para la conservación (APC)

Luego de haber seleccionado las ESRA y especies amenazadas se utilizaron diferentes métodos para la selección de las Áreas Prioritarias para la Conservación (APC) de las aves de Entre Ríos. La utilización de diferentes metodologías se debe principalmente al hecho de que un solo método puede presentar sesgos en la representación de las ESRA y especies amenazadas, perjudicando la selección de APC. Para ello se compararon los resultados (áreas seleccionadas) obtenidos con los diferentes métodos; los cuales se detallan a continuación:

9.4.1. Riqueza de especies

La riqueza de especies de un área determinada representa el número total de especies obtenidas de la recopilación realizada de las aves de Entre Ríos. La Riqueza o cantidad de especies de un área determinada, constituye una de las estrategias más utilizadas, ya que uno de los objetivos de las APs es la contención de la mayor cantidad de especies posible (Myers y col., 2000; Fandiño y Giraudo, 2012). Al mismo tiempo constituye una forma práctica y sencilla de medir la biodiversidad, porque solo se basa en la cantidad de especies. Para ello, utilizamos un grillado de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ de latitud y longitud sobre la provincia (Figura 8). Este tipo de grillado fue evaluado previamente en trabajos como Fandiño y Giraudo (2012), donde evaluaron la avifauna de la provincia vecina de Santa Fe con resultados muy satisfactorios. En este mismo trabajo, los autores detectaron que la riqueza evaluada con celdas de 1° o 0.5° (como en el presente trabajo) fue independiente de la totalidad de registros, en comparación con las celdas de 0.25° donde la riqueza detectada está significativamente asociada a la cantidad de registros, siendo subestimada la riqueza de las celdas, sesgando las comparaciones entre celdas, y posiblemente generando un error de Comisión (no incluir celdas habitadas por las especies aunque estas posiblemente las contengan). Debido a que la cantidad y densidad territorial de datos de aves de Entre Ríos, es similar a la analizada por Fandiño y Giraudo (2012), consideramos que la escala propuesta por los autores sería la más adecuada para Entre Ríos. Es además, según la experiencia de

campo desarrollada en Entre Ríos, una superficie adecuada ($\approx 2500 \text{ km}^2$) para captar la heterogeneidad de hábitats existentes y proteger poblaciones mayormente viables de las especies presentes.

Finalmente, con la utilización del programa DIVA-GIS (Hijmans y col., 2012), se obtuvo la riqueza para cada cuadrícula del grillado, el cual fue clasificado por colores y números en orden descendente desde las celdas con mayor riqueza de especies a las celdas con menor cantidad de taxa.

9.4.2. Selección de áreas prioritarias mediante complementariedad

El procedimiento de selección de reservas por complementariedad tiene por objetivo incluir al menos una vez a todas las especies en el menor set de grillas posibles cuya diversidad se complemente. Por lo tanto, captura toda la riqueza de especies existente en la menor cantidad de celdas posibles. Este procedimiento se basa en el algoritmo descrito por Rebelo, (1994) (véase también Rebelo y Sigfried, 1992). Luego de seleccionar la primera celda, la elección de la siguiente celda depende de la celda previamente seleccionada. Esto se debe a que las especies en la celda con el segundo mayor número de especies también pueden estar presentes en la primera celda. De esta manera, la celda con el segundo mayor número de especies puede no contribuir mucho al número total de especies seleccionadas. Para ello, se utiliza un procedimiento iterativo, donde se calcula el "valor" de cada celda de cuadrícula, en base a las observaciones en esa celda, y en relación con las observaciones en las celdas ya seleccionadas. Si hay dos o más celdas con el mismo "valor" (cantidad de especies), se selecciona una al azar. Por lo tanto, este procedimiento puede dar lugar a resultados ligeramente diferentes cada vez que se ejecuta (Rebelo, 1994). A través de este algoritmo de selección de reservas (que utiliza la complementariedad) se puede encontrar el conjunto mínimo de celdas (áreas) que maximicen la representación de las aves que habitan la provincia de Entre Ríos. Este análisis fue realizado con el programa DIVA-GIS (Hijmans y col., 2012). Este método detecta e incluye todas las celdas donde las especies fueron efectivamente registradas, por lo tanto no posee errores de comisión, como puede ocurrir cuando se aplican distribuciones potenciales. DIVA-GIS posee funciones típicas de GIS con un conjunto de herramientas específicas que permiten crear fácilmente mapas de riqueza, seleccionar áreas para la conservación *in situ* o generar modelos de distribución de especies (MDE) con los algoritmos Bioclim o DOMAIN, al mismo tiempo es sencillo de usar, facilitando su explicación, extrapolación y tratamiento a gestores, facilita el uso de variables ecogeográficas (Parra-Quijano y col., 2012). La gran facilidad, velocidad y simpleza de DIVA-GIS produce un gran atractivo al momento de utilizarlo, a diferencia de otras herramientas, que pueden utilizarse específicamente para designar sistemas de reservas pero que no poseen incorporados los sistemas GIS como por ejemplo Marxan o C-Plan.

9.5. Modelos de Distribución de Especies (MDE)

Los Modelos de Distribución de Especie (MDE) utilizan localidades geo-referenciadas y variables ambientales (climáticas, topográficas, cobertura de suelo, etc) para estimar la distribución potencia de una especie (Guisan y col., 2013). Los MDE presentan una serie de limitaciones que

pueden perjudicar la predicción brindada por el algoritmo, si son utilizados inadecuadamente. Estas limitaciones son enumeradas en Elith y col., (2006) y Mateo y col., (2011), a seguir: (1) presuponer que las especies están en equilibrio con las variables ambientales ingresadas; (2) ausencia de interacciones interespecíficas (predación, competencia, polinización, parasitismo, etc.); 3) ausencia de componentes espaciales (por ejemplo, ocasionalmente la correlación espacial resulta de la existencia de asociaciones entre variables independientes) y componentes temporales (factores históricos, barreras geográficas actuales o pasadas, procesos de extinción o dispersión); (4) dificultad para generar predicciones confiables para especies generalistas (Tsoar y col., 2007; Jarnevich y col., 2015); (5) sesgos de muestra (ver Kramer-Schadt y col., 2013; Oliveira y col., 2016); (6) dependencia de la escala espacial utilizada (Guisan y col., 2006); y (7) los resultados varían entre los algoritmos (Costa y col., 2009). Para abordar con el menor sesgo posible y minimizar las limitaciones del modelado se diseñó los MDE mediante la siguiente metodología.

9.5.1. Selección de Variables

Las variables ambientales utilizadas provinieron de WORCLIM (www.worldclim.org, Hijmans y col., 2005) donde obtuvimos 19 variables bioclimáticas derivadas de las precipitaciones y temperaturas medidas desde 1950-2000. Estas variables bioclimáticas fueron realizadas mediante una extrapolación de los datos recopilados en el período 1950-2000 de las diferentes estaciones meteorológicas existentes en el mundo (excluyendo la Antártida) a una resolución espacial de 1km² o 30 arc segundos. Hijmans y col., (2005) utilizaron para la extrapolación el algoritmo de spline suavizado de placa delgada (“*thin-plate smoothing spline algorithms*”) en el paquete ANUSPLIN, luego cuantificaron la incertidumbre derivada de los datos de entrada y la interpolación mapeando la densidad de la estación meteorológica, el sesgo de elevación en las estaciones meteorológicas y la variación de elevación dentro de las celdas de la grilla y mediante la división de datos y la validación cruzada. También se incluyó una variable topográfica, la altitud la cual fue obtenida de la Misión topográfica Radar Shuttle (Shuttle Radar Topography Mission –SRTM-, Farr y col., 2007) con una resolución de 0.5’. Por último, incluimos 3 variables ambientales más, extraídas como productos de imágenes satelitales, las cuales son: (1) Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) MYD13A3, Temperatura en la superficie de la tierra MOD11A2 y Áreas de vegetación continuos MOD44B. Los productos satelitales fueron obtenidos del “Espectroradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada” (MODIS) (Deblauwe y col., 2016), para el periodo 2000-2012. Los archivos originales en “Hierarchical Data Format-EOS (HDF)”, con proyección sinusoidal fueron convertidos a GeoTIFF (Tagged Image File Format) con la proyección geográfica utilizando la Herramienta de Re-proyección MODIS (Land Processes DAAC, 2011). (Tabla 2).

Tabla 2. Variables utilizadas para el análisis previo al VIF

Descripción de las variables	Código
Temperatura media anual (°C)	BIO 1

Rango medio diurno (°C)	BIO 2
Isotermalidad (°C)	BIO 3
Estacionalidad (°C)	BIO 4
Máx. temperatura del mes más cálido (°C)	BIO 5
Mín. Temperatura del mes más frío (°C)	BIO 6
Rango anual de temperatura (°C)	BIO 7
Temperatura media del cuarto más húmedo (°C)	BIO 8
Temperatura media del cuarto más seco (°C)	BIO 9
Temperatura media del cuarto más cálido (°C)	BIO 10
Temperatura media del cuarto más frío (°C)	BIO 11
Precipitación anual (mm)	BIO 12
Precipitación del mes más húmedo (mm)	BIO 13
Precipitación del mes más seco (mm)	BIO 14
Estacionalidad (mm) (coeficiente de variación)	BIO 15
Precipitación del cuarto más húmedo (mm)	BIO 16
Precipitación del cuarto más seco (mm)	BIO 17
Precipitación del cuarto más cálido (mm)	BIO 18
Precipitación del cuarto más frío (mm)	BIO 19
Altitud (m)	ALT
Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (μm)	NDVI
Temperatura en la superficie de la tierra (°C)	TST
Áreas de vegetación continuos (m)	VCF

El número de variables que se incluyen en los modelos afecta las predicciones finales (Velo, 2009), en general la autocorrelación espacial puede sesgar los coeficientes de parámetro (Dormann y col., 2007), conduciendo a una baja transferibilidad de las predicciones en áreas nuevas (Wenger y Olden, 2012), ya que el área predicha disminuye al aumentar el número de variables dado que se incrementa el número de condiciones que debe cumplir un área para ser considerada favorable (Varela y col., 2014). De esta manera, ingresar al modelo variables cuya colinealidad sea alta puede conducir a efectos adversos en la predicción final del modelo llevando a sesgos en el resultado (Acevedo y Real, 2012). Para evitar esta incertidumbre, se excluyeron las variables altamente correlacionadas (Dormann y col., 2012). Para ello seleccionamos las variables a utilizar calculando el factor de inflación de varianza (“*Variance Inflation Factor*”, VIF) de un conjunto de 5.000 puntos extraídos aleatoriamente del “Fondo ambiental” (FA) (en inglés “*background*”). El FA constituye una muestra representativa de la variabilidad de las condiciones climáticas o geográficas donde se va a modelar (Acevedo y col., 2012). Si el FA es demasiado pequeño para representar completamente los rangos de las especies, los factores climáticos utilizados para modelar serán generalmente subestimados (Jiménez-Valverde y col., 2011). Por otro lado, si el FA es muy extenso, será limitada la capacidad de los modelos para dilucidar las condiciones de escala fina que realmente determinan la distribución de las especies (Jiménez-Valverde y col., 2013). El VIF (basado en el cuadrado del coeficiente de correlación múltiple) se obtiene mediante una regresión múltiple de una variable con el resto. Si la variable

presenta una relación lineal con al menos una de las otras variables, el coeficiente de correlación sería cercano a 1, y el VIF sería enorme. Un VIF mayor que 10 implica que el modelo presenta colinealidad. Por tanto, calculamos el VIF para todas las variables y excluimos aquella con el mayor valor de VIF. Esto fue realizado hasta lograr que ninguna variable presente un VIF mayor al umbral seleccionado (Zuur y col, 2010). Las variables que se seleccionaron presentaron un $VIF \leq 3.5$ (Tabla 3 sección resultados).

9.5.2. Construcción de los Modelos de Distribución de especies (MDE)

Para realizar los modelos de distribución de especies se utilizó el software MaxEnt (ver. 3.3.3k; bwww.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/) (Phillips y col., 1997, 2006). Este algoritmo es una técnica de aprendizaje de máquina (*Maching learning*), la cual combina estadística, máxima entropía y métodos bayesianos. El propósito es estimar distribuciones de probabilidad de máxima entropía sujeto a relaciones brindadas por los valores de las variables o predictores existentes en el *background* (Fondo Ambiental - FA), y su relación con las ocurrencias de las especies dispersas en este FA (Phillips y col, 2006). El FA (Fondo Ambiental) puede afectar gravemente los resultados de los MDE (Acevedo y col., 2012), por lo tanto la selección de un FA correcto es fundamental para poder realizar MDE robustos. Si el FA que se utiliza es demasiado pequeño para representar los rangos de distribución de las especies a modelar, entonces la importancia de las variables de gran escala (como las utilizadas en el presente trabajo) subestimarán la predicción de la distribución de las especies modeladas (Jiménez-Valverde y col., 2011, Acevedo y col., 2012). Por otro lado, si el FA es muy extenso en relación a las ocurrencias de las especies modeladas o sobrepasa en gran medida la distribución de las especies a modelar, la capacidad de los modelos para representar las variables de menor escala será limitada (Lobo y col., 2010). Al mismo tiempo, a medida que el FA disminuye en extensión también disminuye la cantidad de variables que se pueden incluir en el modelo afectando los patrones espaciales que se pueden predecir (VanDerWal y col., 2009), esto modifica el poder de discriminación del modelo reconociendo erróneamente presencias y ausencias (Lobo y col., 2008). De esta manera modelos con gran cantidad de variables y un FA extenso aumenta el poder discriminatorio pero disminuye el poder explicativo (Jiménez-Valverde y col., 2011), en definitiva se pierde la posibilidad de atribuir causalidad. De igual manera, Anderson y Raza (2010) sostuvieron que si los modelos son entrenados usando un área pequeña en la cual la especie puede tener una alta probabilidad de estar en equilibrio con el ambiente, entonces los modelos podrán identificar otras áreas potenciales de ocurrencia cuando se transfieran al espacio geográfico.

Esta técnica posee la capacidad de modelar la distribución/rangos de adecuación/ adecuabilidad /áreas de ocurrencia (entre otras denominaciones propuestas en la comunidad científica de modeladores), de las especies basada en la elección de la distribución más uniforme por lo tanto la que presenta mayor entropía en relación con las ocurrencias de las especies y las variables ambientales presentadas (Phillips y col., 2006). MaxEnt caracteriza el hábitat no ocupado mediante la selección de puntos geo-referenciados a lo largo del área de estudio que constituyen FA (Phillips y col., 2006). Se

escogió MaxEnt, debido a la gran cantidad de literatura que sustenta su buen desempeño para producir modelos de distribución de especies cuando la cantidad de registros geo-referenciados es escasa y se cuenta únicamente con registros de presencia (Elith y col., 2006; Elith y Graham, 2009; Hernandez y col., 2006; Pearson y col., 2007; Wisz y col., 2008; Tognelli y col., 2009; Costa y col., 2010). Como los MDE presentan diferentes fuentes que pueden generar inferencias erróneas (Elith y col., 2006; Mateo y col., 2011), se balancearon los datos de ocurrencias de las especies con el fin de mejorar la calidad de las predicciones (Bean y col., 2012; Oliveira y col., 2016). Al ingresar en un MDE gran cantidad de registros con proximidad geográfica y/o con características ambientales similares pueden generarse modelos sobre-ajustados sin ser detectados por las medidas de desempeño (Hortal y col., 2008; Wisz y col., 2008), para ello, se utilizó un filtro de carácter ambiental con el propósito de balancear las ocurrencias de la base de datos de las ESRA y amenazadas de Entre Ríos (Sánchez-Fernández y col., 2008; Varela y col., 2014). En consecuencia, se realizó un filtrado espacial para el conjunto de datos perteneciente a cada especie, cuya distancia mínima umbral fue de 25 km. El multiplicador de regularización utilizado fue de 1, dado que permite alcanzar predicciones que se acercan o igualan al óptimo (Anderson y Gonzalez, 2011).

Posteriormente, se utilizó la estrategia de Ensamblados de Pequeños Modelos (EPM), técnica utilizada para evitar el sobre-ajuste reduciendo el número de variables utilizadas en los MDE (Lomba y col., 2010; Breiner y col., 2015). A través de esta técnica se obtuvo el rango de adecuación de las ESRA y amenazadas de la provincia de Entre Ríos. Esta técnica surge como respuesta a la redundancia de las variables ambientales, siendo una preocupación clave en el proceso de MDE (Breiner y col., 2015). Estudios previos han demostrado que la selección inapropiada de variables ambientales puede producir efectos impredecibles en la exactitud de los MDE (e.g. en modelos lineales generalizados, (Stockwell y Peterson, 2002; Breiner y col., 2015). En resumen, los predictores ambientales, tanto el número y el tipo utilizados en el proceso de modelado influyen en los resultados y en la exactitud de los MDE (Wang y col., 2016).

Los EPM consisten en ajustar un número de modelos bivariados, es decir, modelos con solo dos variables a la vez y promediarlos en un ensamble de predicción utilizando pesos (“weights”) basados en el desempeño de los modelos. De esta manera se minimiza el riesgo de sobre-ajuste, sin perder poder explicativo (Breiner y col., 2015). Luego se ponderó los EPM con el coeficiente Gini (o Somers’ D) ($D = 2 * AUC - 0.5$), el cual brinda mayor peso a los modelos que presentan un buen desempeño y menor a aquellos cuyo desempeño es malo. Los modelos bivariados con un Somers’ D menor a cero (esto es, $AUC < 0.5$) no fueron empleados para construir los EPM.

9.5.3. Desempeño de los MDE

Todos los modelos obtenidos a través de EPM fueron calibrados con datos de presencias y 1.879 puntos de FA utilizados para todas las especies modeladas. Los pasos utilizados para obtener los puntos de FA fueron: (1) se seleccionaron 30.000 puntos aleatoriamente en el FA y luego (2) se filtraron espacialmente los puntos para obtener una muestra balanceada de la variabilidad ambiental

del FA con una grilla de 0,25 grados. Los puntos del FA y los puntos de ocurrencia fueron pesados de igual forma. Para cada especie empleamos un 90% de los registros para calibrar y un 10% para evaluar los modelos obtenidos. Posteriormente, para evaluar el desempeño de los modelos se utilizó la Curva AUC-ROC y el Índice de Boyce.

La curva ROC: El área bajo la curva AUC-ROC brinda una medida de desempeño del modelo, la cual representa la probabilidad que el modelo seleccione correctamente una presencia como tal y una ausencia como ausencia. Este índice varía de 0 a 1, donde el 1 indica una discriminación perfecta y valores menores a 0,5 indican que la discriminación es igual que un resultado azaroso (Araújo y col., 2005; Elith y col., 2006). El Área Bajo la Curva (AUC) posee una ventaja ya que es independiente del umbral (Lobo y col., 2008), lo que le confiere la posibilidad de discriminar los modelos independientemente. De esta manera, cuando se trabaja con algoritmos que son de solo-presencia (como MaxEnt), se puede definir el AUC como la probabilidad de que el modelo valore un sitio de presencia aleatorio más que un sitio aleatorio del FA (Elith y col., 2010).

Índice Boyce: El índice Boyce evalúa la habilidad del modelo para predecir consistentemente varios niveles de potencial de hábitat (“suitability”), midiendo cuanto difieren las predicciones del modelo respecto de una distribución aleatoria de las presencias observadas a lo largo del gradiente de predicciones (Boyce y col., 2002). Por lo tanto, corresponde a una adecuada medida de evaluación para los modelos que se construyen a partir de puntos extraídos de un FA en lugar de utilizar ausencias reales, como es el caso del presente estudio. El índice Boyce toma valores entre -1 y +1. Los valores positivos indican que las predicciones del modelo son consistentes con la distribución de las presencias que se emplean para la evaluación, los valores cercanos a cero significan que el modelo no resulta diferente de un modelo aleatorio, y valores negativos indican predicciones inversas, esto es, el modelo predice áreas donde las presencias son más frecuentes como áreas con bajo potencial de hábitat (Hirzel y col., 2006).

Para realizar los MDE, obtener el AUC-ROC y el índice Boyce y realizar los análisis se utilizaron los programas Quantum Gis (Qgis) y ArcGis (10.3) en conjunto con el programa R (R Core Team, 2016) y principalmente, los paquetes “dismo” (Hijmans y col., 2017), “biomod2” (Thuiller y col., 2016), “ecospat” (Di Cola y col., 2016), “usdm” (Naimi, 2017) , “spThin” (Aiello-Lammens y col., 2015), “rts” (Naimi, 2017) y “raster” (Hijmans y col., 2016). Al mismo tiempo, se utilizó el programa Corel Xdraw6 para editar las proyecciones obtenidas de los programas antes mencionados.

9.6. Optimización para la priorización espacial

Para identificar APC de las ESRA y amenazadas de Entre Ríos y lograr evaluar la eficiencia de la red existente de APs de la provincia se utilizó un algoritmo de optimización denominado ZONATION (Moilanen y col., 2005; Moilanen, 2007). ZONATION es un software, utilizado para generar priorizaciones espaciales de la conservación de la biodiversidad y permite planificar la misma a gran escala. Este algoritmo de optimización, permite identificar áreas o paisajes que son importantes para retener la calidad del hábitat y la conectividad simultáneamente para múltiples características de

biodiversidad (por ejemplo especies, tipos de cobertura de tierra, servicios ecosistémicos, uso de la tierra, impacto de las actividades humanas, entre otras), proporcionando así un método cuantitativo para aumentar la persistencia de la biodiversidad a largo plazo (Moilanen y col., 2011). ZONATION puede dar cuenta de los costos, lo que permite la asignación rentable de los recursos, incluyendo variables antrópicas que brindan un enfoque más holístico de la priorización del paisaje (Moilanen y col., 2011). Este algoritmo, produce una priorización jerárquica, eliminando iterativamente de las celdas menos valiosas del paisaje, minimizando al mismo tiempo la pérdida marginal del valor de conservación y teniendo en cuenta las necesidades de conectividad y las prioridades dadas para las características de la biodiversidad. El resultado es una secuencia anidada de estructuras de paisaje altamente conectadas con las áreas centrales de las distribuciones de especies (zonas núcleo de sus distribuciones) que quedan por último y las áreas anteriormente eliminadas que se muestran como zonas de amortiguamiento. De esta manera, los paisajes pueden ser zonificados de acuerdo a su potencial de conservación, diferentes grados de protección, mantenimiento o esfuerzo de restauración pudiendo ser aplicados en diferentes zonas y con diferentes objetivos de conservación (Moilanen, 2007; Moilanen y col., 2005, 2011).

ZONATION presenta 4 maneras diferentes de pérdida marginal de biodiversidad: (1) área-núcleo Zonation (“Core-Area Zonation”- CAZ); (2) la función de beneficio aditivo (“Additive Benefit Function”- ABF); (3) la planificación basada en objetivos (“target-based planning”- TBP) y (4) la función de beneficio generalizada (“Generalized Benefit Function”- GBF) (Moilanen, 2007; Moilanen y col., 2005, 2009).

En el presente trabajo, se realizó una priorización espacial basada en las zonas núcleo de las aves, encontrando las áreas con alto potencial de hábitat para las ESRA y amenazadas que habitan la provincia de Entre Ríos. Para ello se utilizó la función CAZ, la cual considera la proporción de la distribución de la especie j en la celda i ,

$$q_{ij}; q_{ij}=p_{ij}/\sum_k p_{kj}$$

donde p_{ij} es cualquier medida respecto del componente de la biodiversidad j en la celda i , esto es, medida de probabilidad de presencia de una especie, densidad poblacional, cobertura de la vegetación, tipo de ecosistema, etc. El Algoritmo logra minimizar utilizando la medida

$$d_i = \max_j (q_{ij} * w_j / Q_j(S) c_i)$$

Donde w_j es el peso del componente de biodiversidad j , y c_i es el costo del sitio i . En cada iteración, d_i es calculado para todos los sitios en el borde del área restante, y los sitios que presentan el menor d_i son removidos. Los candidatos para la remoción deben tener al menos 8 celdas vecinas que ya hayan sido removidas. El orden de remoción es registrado para permitir la identificación de la zonificación del paisaje. d_i se obtiene a partir del máximo valor biológico entre todos los analizados y no de la suma del valor dado por los diferentes componentes de biodiversidad considerados. El término $Q_j(S) = \sum_{i \in S} q_{ij}$, es la proporción de la distribución original del componente de biodiversidad j localizado en el conjunto de celdas restantes S . Por lo tanto, al perder una parte de la distribución del componente de biodiversidad, se incrementa la importancia del hábitat restante para dicho componente, decreciendo

Qj (S). Esto asegura que las áreas núcleo de los componentes de biodiversidad sean retenidas hasta el final incluso si se ubican en sitios pobres respecto a los componentes considerados y a su vez, previene la temprana remoción de las áreas núcleo incluso para los componentes que son inicialmente de amplia distribución. La función CAZ asegura los sitios de alta calidad para todos los componentes de la biodiversidad considerados en el análisis. A su vez, ZONATION produce un conjunto de curvas de desempeño que describen la medida en la que cada componente de la biodiversidad considerado es retenido en la solución de conservación si diferentes fracciones del paisaje deben ser localizadas para la conservación (Moilanen, 2007; Moilanen y col., 2005, 2009).

También, se realizó una priorización espacial utilizando el HII *Human Influence Index*, denominado como Índice de la Huella Humana. El HII es una medida que muestra la influencia humana directa en los ecosistemas usando ocho medidas de presencia humana: (1) densidad de población/ km²; (2) distancia desde los ferrocarriles; (3) distancia desde las principales rutas; (4) magnitud desde los ríos navegables; (5) uso de las costas; (6) cantidad de luces nocturnas; (7) polígonos urbanos y (8) tipo de cobertura de suelo (Duan y col., 2014).

10. Resultados

10.1 Composición de la avifauna de la provincia de Entre Ríos

En la provincia de Entre Ríos se registró un total de 34 155 registros pertenecientes a 395 especies, que representan más de 1 320 puntos georreferenciados (Figura 9, Anexo III). Estos registros se obtuvieron mediante observaciones propias y la recopilación y búsqueda de diversas fuentes (descriptas en la sección 9.3.1.). La recopilación bibliográfica representó un 37,81% del total de registros, seguido por los datos obtenidos de las bases de datos de biodiversidad de acceso abierto con un 29.49%, luego los datos propios obtenidos por muestreos con un 29.26% y por último los registros de museo con un 3.44%.

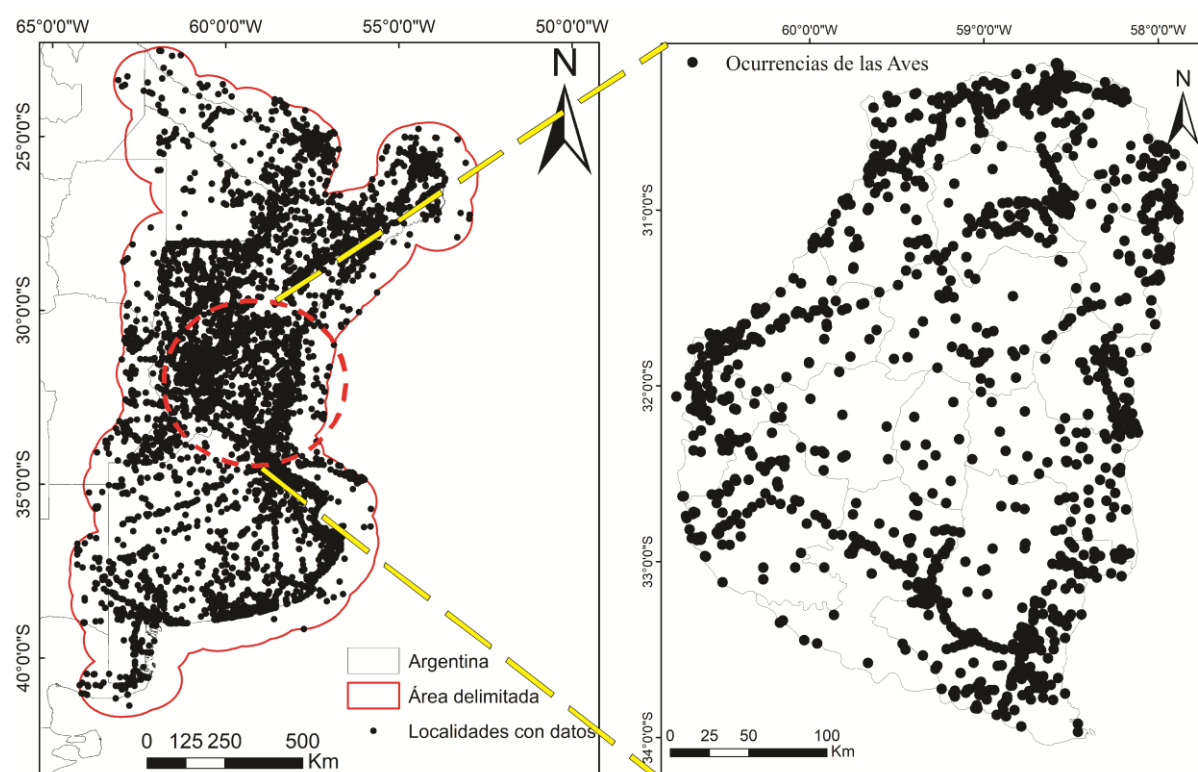


Figura 9. Localidades con registros geo-referenciados utilizada sobre la provincia de Entre Ríos.

Dentro del listado de las aves de Entre Ríos se encontraron 5 especies exóticas y/o introducidas (*Acridotheres cristatellus*, *Carduelis chloris*, *Columba livia*, *Passer domesticus* y *Sturnus vulgaris*). Del mismo modo, se encontraron registros de especies cuya ocurrencia en el territorio entrerriano es poco probable o dudosa, estas especies son: *Aratinga nenday*, *Eudromia elegans*, *Furnarius cristatus*, *Knipolegus lophotes*, *Lophornis chalybeus*, *Lurocalis semitorquatus*, *Polytmus guainumbi*, *Spiziapteryx circumcincta*, *Stercorarius chilensis* y *Stigmatura budytoides*. De esta manera se contabilizaron un total de 380 especies nativas que habitan la provincia de Entre Ríos (Anexo III).

Dentro de las aves que habitan la provincia existen 17 especies categorizadas bajo algún grado de amenaza a nivel mundial (7% de las especies amenazadas que habitan el país). De las cuales: (1) En PELIGRO: *Gubernatrix cristata* y *Sporophila palustris*; (2) VULNERABLES: *Alectrurus risora*,

Culicivora caudacuta, *Sporophila cinnamomea*, *Sturnella defilippii*, *Xanthopsar flavus* y *Xolmis dominicana*; (3) CASI AMENAZADA: *Asthenes hudsoni*, *Calidris subruficollis*, *Eleothreptus anomalus*, *Limnortyx rectirostris*, *Polystictus pectoralis*, *Rhea americana*, *Spartonoica maluioides*, *Sporophila hypochroma* y *Sporophila ruficollis*. (Anexo III).

En el listado recopilado por el presente trabajo se encontraron 6 especies nuevas para la provincia de Entre Ríos (Sarquis y col., 2017), presentándose las fotografías de *Calidris canutus* y *Trogon surrucura* en la Figura 10. Las otras especies adicionadas son *Conirostrum speciosum*, *Ramphastos toco*, *Sittasomus griseicapillus*, y *Sporophila leucoptera*.

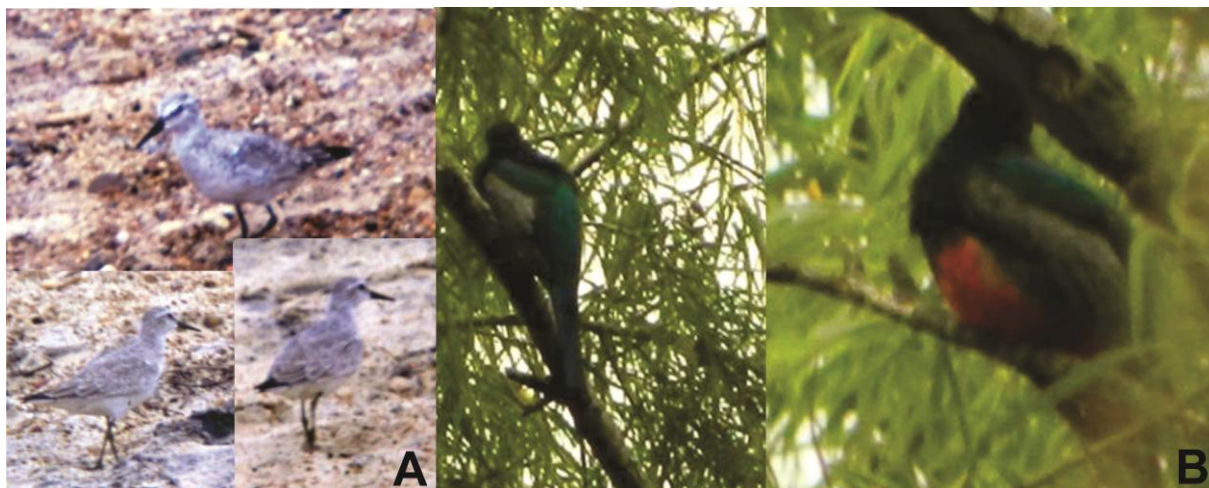


Figura 10. Fotografías de 2 especies nuevas para Entre Ríos, donde: (A) *Calidris canutus* encontrado en las playas del Parque Nacional el Palmar en la costa del Río Uruguay fotografiado por Alejandro Giraudo y (B) *Trogon surrucura* hallado en el área pública del Parque Nacional Pre-Delta fotografiado por el Guardaparques Julián Alonso (Sarquis y col., 2017).

Para considerar la posibilidad de especies de aves que pueden haber desaparecido de la provincia se evaluaron los registros dividiéndolos en 2 grupos temporales, observándose las siguientes 5 especies sin registros en los últimos 50 años (Anexo III), solo fueron registradas antes de 1967:

- *Amazona aestiva* (Cerrito, Departamento Paraná 1955). Eventualmente podría deberse a una extirpación debido a su captura o deforestación de los bosques del norte provincial, aunque la especie es marginal en Entre Ríos, siendo este su límite de distribución.
- *Crypturellus tataupa* (Cerrito, Departamento Paraná 1955). Especie de bosque de difícil detección a no ser por su vocalización característica, se considera que puede estar en el norte provincial.
- *Furnarius cristatus* (Santa Elena, La Paz 1926 y Estación Sosa, Diamante 1941). Especie característica del Chaco Seco, sus registros podrían ser erróneos.
- *Glaucidium nana* (Estancia las Vizcacheras, Santa Elena, La paz 1926 y 1961; Mazaruca, Islas del Ibicuy 1943 - MLP-8281, Figura 11). Especie posiblemente migrante invernal desde la Patagonia, de difícil identificación en relación con *G. brasilianum* (ver Figura 11), posiblemente subobservada.

- *Pheucticus aureoventris* (Santa Elena, La Paz 1923). Especie cuya distribución característica se encuentra en Yungas y Sierras Húmedas de La Rioja y Córdoba, aunque realiza desplazamientos migratorios invernales hacia el este, donde es ocasional (Giraud y col., 2006).



Figura 11. Fotografías obtenidas de la piel de un individuo de *Glaucidium nana*, la misma se encuentra en el Museo de La Plata (MLP), Buenos Aires con el Número 8281. Las Líneas amarillas señalan las bandas de las timoneras en *Glaucidium nana* (óvalo amarillo), mientras que las bandas rojas señalan las bandas de las timoneras en *Glaucidium brasilianum* (óvalo rojo).

10.2. Selección de especies Raras (ESRA)

Para la selección de especies raras se realizó un diagrama de Caja (Box-Plot) con el Programa R Core (R Core Team, 2017), con el comando *Boxplot* (Figura 12). Con el cual determinamos el número de celdas y las abundancias para seleccionar las ESRA que habitan la provincia de Entre Ríos, las cuales pueden visualizarse en el Anexo III. En el presente trabajo, todas las especies que el análisis de rareza seleccionó, presentan algún grado de amenazadas a escala regional (López-Lanús y col., 2008). Por lo tanto no fue necesario incluir especies amenazadas a nivel regional porque fueron caracterizadas como ESRA. Caso contrario, existieron especies amenazadas a nivel global (que también presentan amenazas a nivel regional) como *Gubernatrix cristata*, *Polystictus pectoralis*, *Rhea*

americana, *Spartonoica maluroides*, *Sporophila cinnamomea*, *S. palustris*, *S. ruficollis*, *Xanthopsar flavus* y *Xolmis dominicana* que el análisis de rareza no las incluyó, por lo tanto se utilizaron los criterios de amenazas a escala global para incluirlas en los posteriores análisis de selección de Áreas Prioritarias para la Conservación (APC). En total,

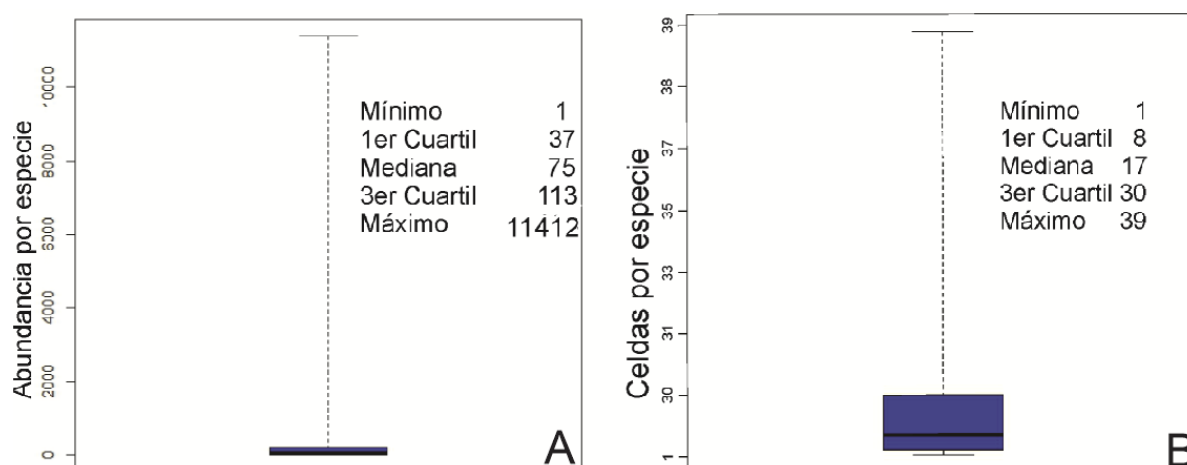


Figura 12. Diagramas de cajas utilizados para determinar las especies raras a través de la cantidad de celdas y abundancias en la provincia de Entre Ríos.

Se determinaron 192 especies identificadas como ESRA, además de las 17 especies con algún grado de amenaza. Estas especies en su conjunto sumaron más de 30.000 registros en todo el background utilizado para modelar.

10.3. Determinación de las Áreas Prioritarias (APs) para la conservación de las Aves de Entre Ríos

10.3.1. Riqueza de Especies

El número total de especies nativas para Entre Ríos fue de 380, donde 208 corresponden a ESRA (especies raras) y/o amenazadas. El análisis de riqueza de todas las aves que habitan la provincia se presenta a continuación (Figura 13).

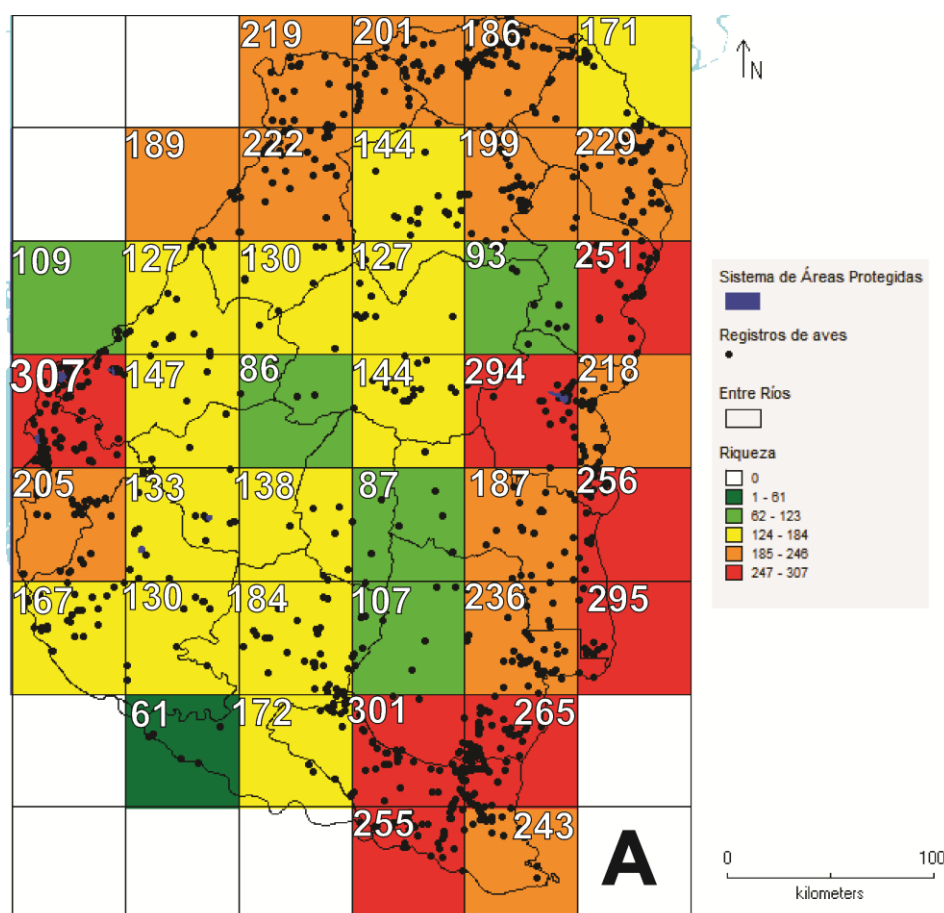


Figura 13. Riqueza total de especies encontradas en celdas de 0.5° lat-long en la Provincia de Entre Ríos. En este análisis se tomaron en cuenta todas las aves nativas presentes en tabla del Anexo III.

En la figura 13 se observa que no existe en Entre Ríos una sola celda que incluya toda la riqueza de la avifauna provincial. De este modo, encontramos que la celda con mayor cantidad de especies es la celda número 16, la cual corresponde a Paraná, el Parque Nacional Pre-Delta y Parque General San Martín con 307 especies, seguida por la celda número 36 con 301 especies la cual se ubica en Islas del Ibicuy y Gualedguaychú. La tercera celda (33) posee 295 especies, que se ubica en Gualedguaychú, ubicada sobre la margen del Río Uruguay. La 4^{ta} celda posee una diversidad de 294 aves, correspondiendo al departamento Colón, donde se encuentra ubicado el Parque Nacional el Palmar. La 5^{ta} y 6^{ta} celda se encuentran ubicadas sobre el Delta del Río Paraná en el sureste de la provincia en los departamentos islas del Ibicuy y Gualedguaychú. En el Norte de la provincia las celdas con la mayor riqueza de especies son la 9 (229 especies) ubicada sobre el río Uruguay y la 1 (222 especies) ubicada sobre el río Paraná. (Figura 8 y 13). Las celdas que albergan la mayor riqueza de aves de la provincia se encuentran asociadas a los grandes ríos que rodean la provincia. Los parques nacionales se encuentran dentro de las primeras 4 celdas, siendo mayor la cantidad de especies en el Parque Nacional Pre-Delta el cual se encuentra lindante al río Paraná. En Cuarto lugar vemos al parque nacional el Palmar, el cual se encuentra asociado al río Uruguay. Las celdas siguientes en el rango de riqueza (color Naranja) continúan encontrándose asociadas a los ríos, con la particularidad que todas las celdas lindantes al río Uruguay han sido seleccionadas.

De la misma manera, se realizó el mismo análisis, pero solo considerando las ESRA y aves amenazadas (Figura 14), donde se observó que el patrón de las celdas más ricas en cantidad de especies coincide con el patrón observado para todas las aves (Figura 13). Se encontró que las celdas que contienen la mayor riqueza de especies son la celda 16 con 169 especies; la cual corresponde a la ciudad de Paraná, el Parque Nacional Pre-Delta y Parque General San Martín, seguida de la celda número 36 con una diversidad de 162 aves, esta celda corresponde al departamento de Islas del Ibicuy y departamento Gualeguaychú. Las próximas celdas son la 33 y 20 con la misma cantidad de ESRA y amenazadas con un total de 159 especies, la celda 33 corresponde al departamento Gualeguaychú lindero al Río Uruguay y la celda 20 corresponde al Departamento Colón donde se encuentra el Parque Nacional El Palmar. Las celdas que continúan en el rango de riqueza (color naranja) se encuentran asociadas a la banda Oriental de Entre Ríos sobre el Río Uruguay o sectores aledaños. Se observa que el norte de la provincia (Espinal y chaco húmedo) y 1 celdas que incluyen zonas del río Paraná próximas al Parque Nacional Pre-Delta son de color amarillo, incluyendo una diversidad de ESRA y amenazadas entre 69 y 101 especies. Por último, el centro y sur de la provincia (Delta del Río Paraná), presentaron menor riqueza de ESRA/amenazadas que habitan la provincia (Figura 14).

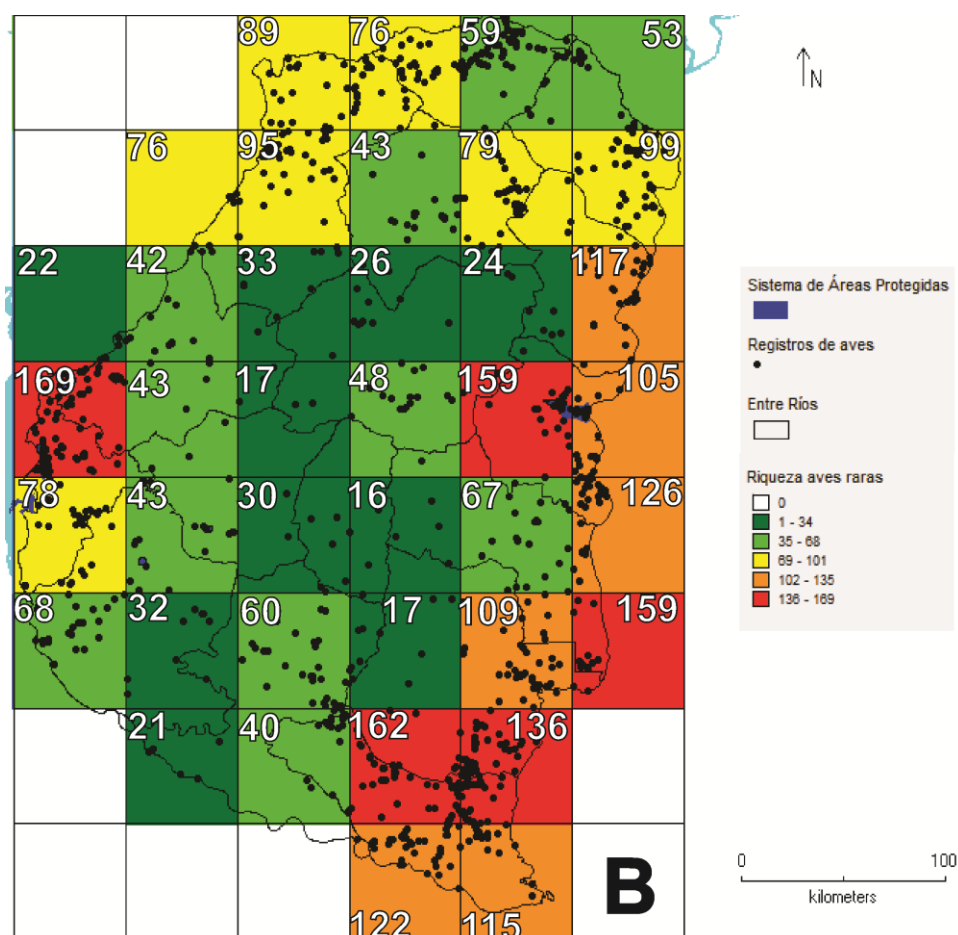


Figura 14. Riqueza de las aves raras y amenazadas que habitan la provincia de Entre Ríos en celdas de 0.5° lat-long en la Provincia de Entre Ríos.

10.3.2. Selección de áreas prioritarias para la conservación mediante el uso de la Complementariedad

El análisis realizado de selección de áreas prioritarias basado en la complementariedad de especies divididas en celdas de 0.5° lat-long, indicó que se necesitan un mínimo de 12 celdas (31%) para incluir a todas las aves que habitan la provincia (Figura 15-A y B). Si se pretende incluir una muestra de la riqueza total registrada en Entre Ríos se deben establecer áreas protegidas en estas 12 celdas. En la Figura 15-A, se denota la cantidad de especies que posee la celda más rica (Celda 16-Figura 8) y la cantidad de especies diferente que le aporta el resto de las celdas. La 1^{era} celda (Celda 16) corresponde al departamento de Paraná y departamento Diamante, donde se ubica Parque Nacional Pre-Delta y Parque General San Martín, la 2^{nda} celda es la 33 (Figura 8) se encuentra ubicada sobre la margen del Río Uruguay en el Departamento Gualeguaychú, aportando 31 especies complementarias a la primer Celda. Luego se encuentra las celdas 20, 36 y 2, asociadas al Parque Nacional El Palmar (20), al Delta del Paraná entre los departamentos Gualeguaychú e Islas de Ibicuy y al Espinal en la conjunción de los departamentos La Paz y Feliciano, departamentos limítrofes a Corrientes. Se puede apreciar que con excepción de las celdas 16 y 33 el resto de las celdas aportan menos de 10 especies de aves. Al mismo tiempo, se observa que solo 2 celdas no se encuentran relacionadas directamente con los ríos (celdas 8 y 20), el resto de las celdas se encuentran relacionadas con los ríos Paraná y su Delta; río Uruguay y río Guayquiraró al norte. El Delta del Paraná se encuentra representado por 2 celdas y el norte de la provincia por 5, existen 4 celdas asociadas al río Paraná y 3 asociadas al río Uruguay. La figura 15-B muestra el orden de importancia de las celdas, siendo el 1 la celda más importante, con mayor cantidad de especies, y la celda 12 la que menos especies aporta.

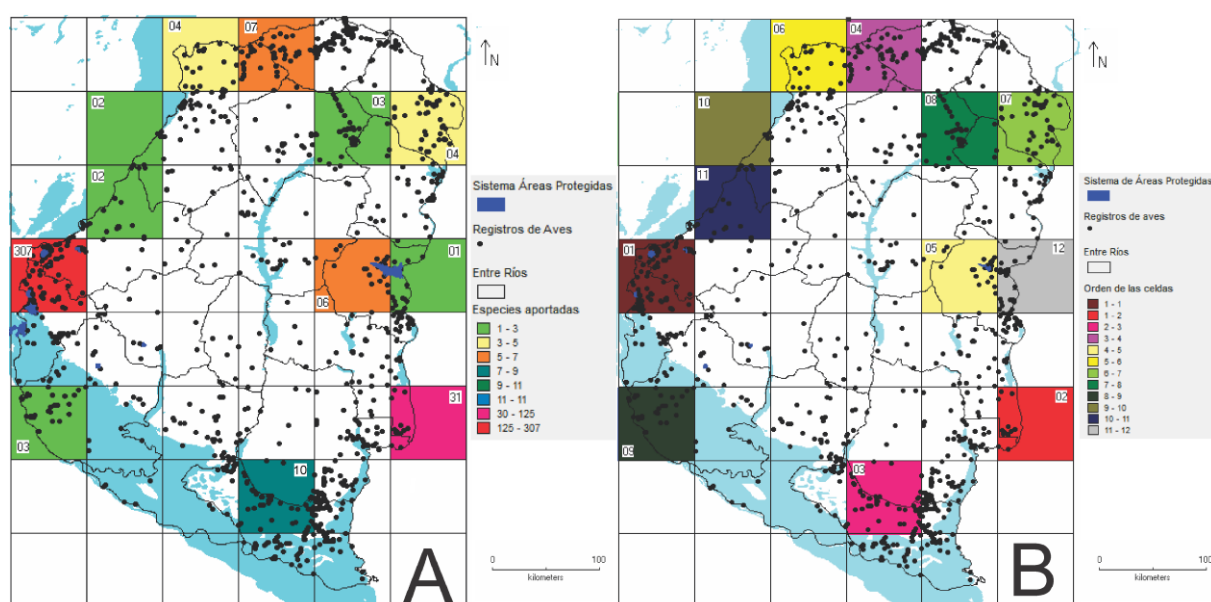


Figura 15. Análisis de selección de reservas complementariedad (0.5° lat-long), para todas las aves nativas que habitan la provincia, indicando: (A), cantidad de especies que adiciona cada celda., y (B) orden de importancia de cada celda.

De la misma forma, se realizó el análisis de selección de reservas para obtener las áreas prioritarias para la conservación de las ESRA y amenazadas que habitan la provincia de Entre Ríos. Este análisis se puede visualizar en la Figura 16.

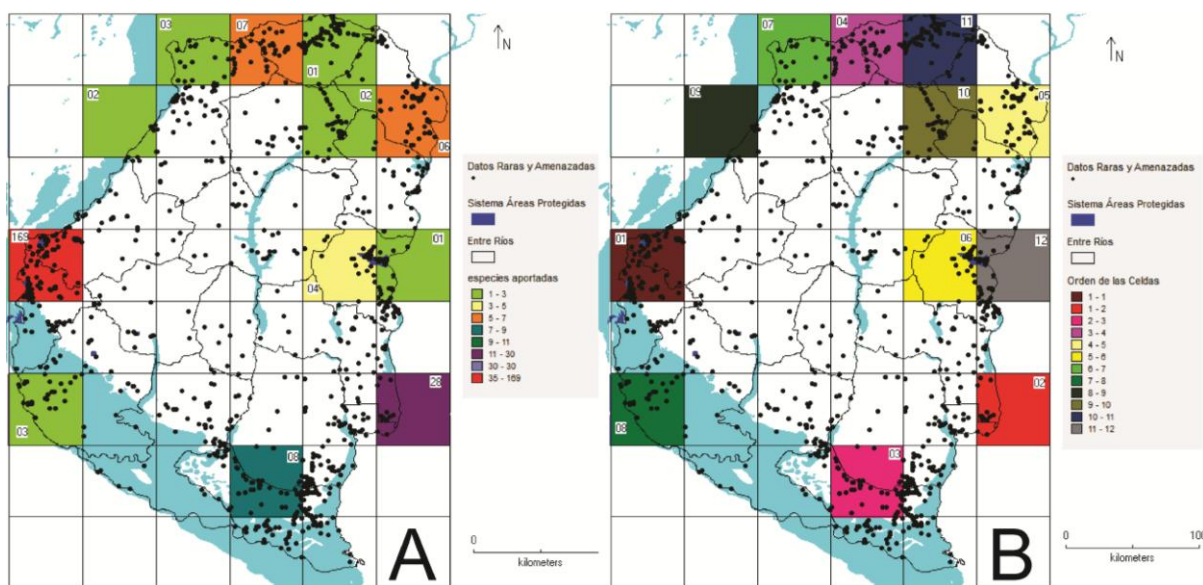


Figura 16. Análisis de selección de reservas basado en complementariedad (0.5° lat-long), para las ESRA y amenazadas que habitan la provincia, indicando: (A), cantidad de especies que adiciona cada celda., y (B) orden de importancia de cada celda.

En la figura 16 se puede observar que la cantidad de celdas necesarias para realizar acciones de conservación y seleccionar las áreas prioritarias para la conservación de las ESRA y amenazadas son 12. Particularmente, en la figura 16-A se observa la cantidad de especies raras y amenazadas que aporta cada celda. Al igual que en la figura 14, la celda que más ESRA y amenazadas posee es la 16 (169 especies), seguida de la 33 (28), la 36 (8) y la 2 (7) respectivamente. Se observa que la celda 9 superó en importancia a las celdas 20 y 21 (situadas en el Parque Nacional el Palmar y la Aurora del Palmar, áreas linderas al Río Uruguay en el departamento Colón) (Figura 16-A y B). Otra diferencia importante se denota al cambiar la celda 11 (lindera al río Paraná), por la celda 3 en el norte de la provincia. De esta forma, el norte (Espinal y Chaco Húmedo) de la provincia se encuentra representado por 3 celdas; el Sur (Delta) por 2 celdas; el río Paraná está representado por 2 celdas y el río Uruguay por 3 celdas. Al igual que en la figura 13, existen 2 celdas (Celda 8 y 20) que no se encuentran lindantes directamente a los ríos Paraná y Uruguay.

La selección de áreas prioritarias basada en complementariedad incluyó a los Parques Nacionales Pre-Delta y El Palmar y Parque General San Martín, Sin embargo es importante recalcar que El Palmar a pesar de ser el Parque Nacional con mayor extensión de la provincia solo ocupa un 3,2% de la celda, por lo tanto la representatividad del mismo en la celda es baja.

Los resultados en cuanto a la selección de reservas basada en complementariedad mostraron que las primeras 4 y la última celda seleccionadas (12) de ambos análisis se mantuvieron en el mismo lugar y orden, existiendo diferencias en la prioridad de las celdas 5, 6, 7, 8, 9 y 10. Por lo tanto, la única celda distinta fue la seleccionada en la posición 11 (celda 10 para todas las Aves cambiada por la

celda 3 para las ESRA y amenazadas). Tanto el análisis de Riqueza y Complementariedad para todas las aves y para las ESRA y amenazadas incluyó dentro de su priorización todas las ecorregiones de la provincia, existiendo áreas representadas en las diferentes bioregiones que componen Entre Ríos. Como así también existen áreas representantes de los grandes Ríos que atraviesan la provincia, como son el río Paraná y el río Uruguay.

10.4. Modelos de Distribución de especies (MDE)

10.4.1. Selección de Variables ambientales

El Análisis VIF, el cual está basado en el cuadrado del coeficiente de correlación múltiple, se obtuvo mediante una regresión múltiple relacionando cada variable con el resto. Sabiendo que un VIF mayor que 10 implica que el modelo presenta colinealidad calculamos el VIF para todas las variables y excluimos aquella cuyos valores fueron mayores al umbral. Esto fue realizado hasta lograr que ninguna variable presente un VIF mayor al umbral seleccionado (Zuur y col., 2010). Las variables que se seleccionaron presentaron un $VIF \leq 3.5$ (Tabla 3).

La elección de las variables ambientales depende no solo de su interconexión con las otras sino en gran medida con el FA (Fondo Ambiental) utilizado, el cual constituye una muestra representativa de la variabilidad de las condiciones climáticas donde se modeló. Este análisis arrojó 7 variables ambientales que presentaron un $VIF \leq 3.5$, las cuales pueden observarse en la Tabla 3.

Tabla 3. Variables utilizadas para modelar (MDE) con un $VIF \leq 3.5$.

Variables ambiental	Código	VIF
Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (μm)	NDVI	1.510169
Campos de vegetación continuos	VCF	1.499128
Precipitación del mes más húmedo	Bio13	2.262817
Rango de temperatura diurna promedio	Bio2	1.731696
Isotermalidad	Bio3	3.380105
Temperatura media del cuarto anual más húmedo	Bio8	1.845377
Elevación sobre el nivel del mar	Alt	1.994143

10.4.2. Construcción de los Modelos de Distribución de especies (MDE)

Se construyeron Modelos de Distribución de Especies para 213 especies, las cuales fueron catalogadas siguiendo el criterio de Gaston (1994) como ESRA (196 especies) y el criterio de la lista roja de la UICN (2017) como amenazadas (17 especies). Las 213 predicciones realizadas con MaxEnt pueden observarse en el Anexo IV y V, donde el Anexo IV muestra las predicciones realizadas con las variables de WorldClim y el Anexo V muestra las predicciones realizadas con WorldClim y MODIS. Todas las predicciones construidas con MaxEnt fueron empleadas para realizar posteriormente la

priorización espacial y analizar la eficiencia del APs de la provincia con el algoritmo de optimización denominado ZONATION.

10.4.3. Desempeño de los MDE

Para evaluar el desempeño de las predicciones construidas con MaxEnt a través del EPM de las ESRA y aves amenazadas se utilizó el AUC y el Boyce los cuales pueden observarse a continuación en el Anexo IV, donde los valores de AUC y Boyce se encuentran acompañando el modelo de distribución realizado para las ESRA y amenazadas. Es importante aclarar que las medidas de desempeño utilizadas mostraron para el Área Bajo la Curva (Area Under the Curve) AUC, valores mayores a 0.61, indicando que las predicciones de cada especie realizadas con MaxEnt discriminaron con mayor eficiencia entre los sitios donde una especie está presente y los sitios donde una especie está ausente. En cuanto al índice de Boyce, se obtuvieron valores desde -0.0515 hasta 1, por lo tanto, con la excepción de las predicciones de: *Coccyzus americanus* (Boyce -0.0515) y *Anthus chacoensis* (Boyce -0.0105), el resto de las ESRA y amenazadas modeladas presentaron valores positivos, lo que indica que las predicciones del modelo son consistentes con la distribución de las presencias que se emplean para la evaluación. Los valores negativos indican predicciones inversas, o sea, el modelo predice áreas donde las presencias son muy frecuentes como áreas con bajo potencial de ocupación. Estas son especies que poseen en general escasa cantidad de datos. Existieron algunas especies cuyos valores de Boyce estuvieron cercanos a cero, estas especies fueron: *Cyanoloxia glaucocerulea* (Boyce 0.017), *Xenopsaris albinucha* (Boyce 0.0925), estos valores cercanos a cero muestran que el modelo no resulta diferente de un modelo aleatorio. Para estas 4 especies, se contrastó la eficiencia de las predicciones de los MDE con aspectos de su distribución empírica conocida e historia natural, para evaluar la posibilidad de sesgos importantes. Posteriormente, se decidió utilizarlos para el proceso de priorización espacial, ya que las 4 predicciones muestran áreas de ocurrencias probables para la provincia de Entre Ríos, mereciendo su inclusión en el análisis.

10.4.4. Optimización para la priorización espacial

Los análisis realizados con ZONATION para obtener las APC de las ESRA/amenazadas de Entre Ríos, solamente usando los predictores ambientales de WorldClim, se indican en la figura 17. Las áreas prioritarias principales (rojo oscuro a rosa representan el 10% de la superficie provincial) delimitaron sectores de todas las diferentes bioregiones existentes en la provincia, y se encuentran ubicadas cuando no consideramos la huella humana, principalmente en el noroeste, nordeste y sudeste de la provincia.

Este análisis destacó que las áreas prioritarias para la conservación de las aves se encuentran próximas a los ríos Paraná y Uruguay. Sobre la costa este, bordeada por el río Paraná, las áreas se ubican en el norte de los departamentos de la Paz y Feliciano, atravesando gran parte de la cuenca del Arroyo Feliciano, hasta el departamento Paraná y Diamante donde se sitúa el Parque Nacional Pre-Delta. Sobre la costa Oeste, lindera al río Uruguay se observan 2 áreas una situada en el norte en el

departamento Federación y otra situada en el sur ubicada en el departamento Islas del Ibicuy. Si consideramos el 25% más prioritario (colores del rojo al amarillo), en la figura 17-A se observa que se suman áreas a lo largo de la cuenca del Feliciano, norte de la Paz, un medio círculo en Federación y 2 áreas nuevas, la primera situada en las costas del río Uruguay y la otra se encuentra en el Delta del Paraná, bordeando los departamentos Gualaguay e Islas del Ibicuy.

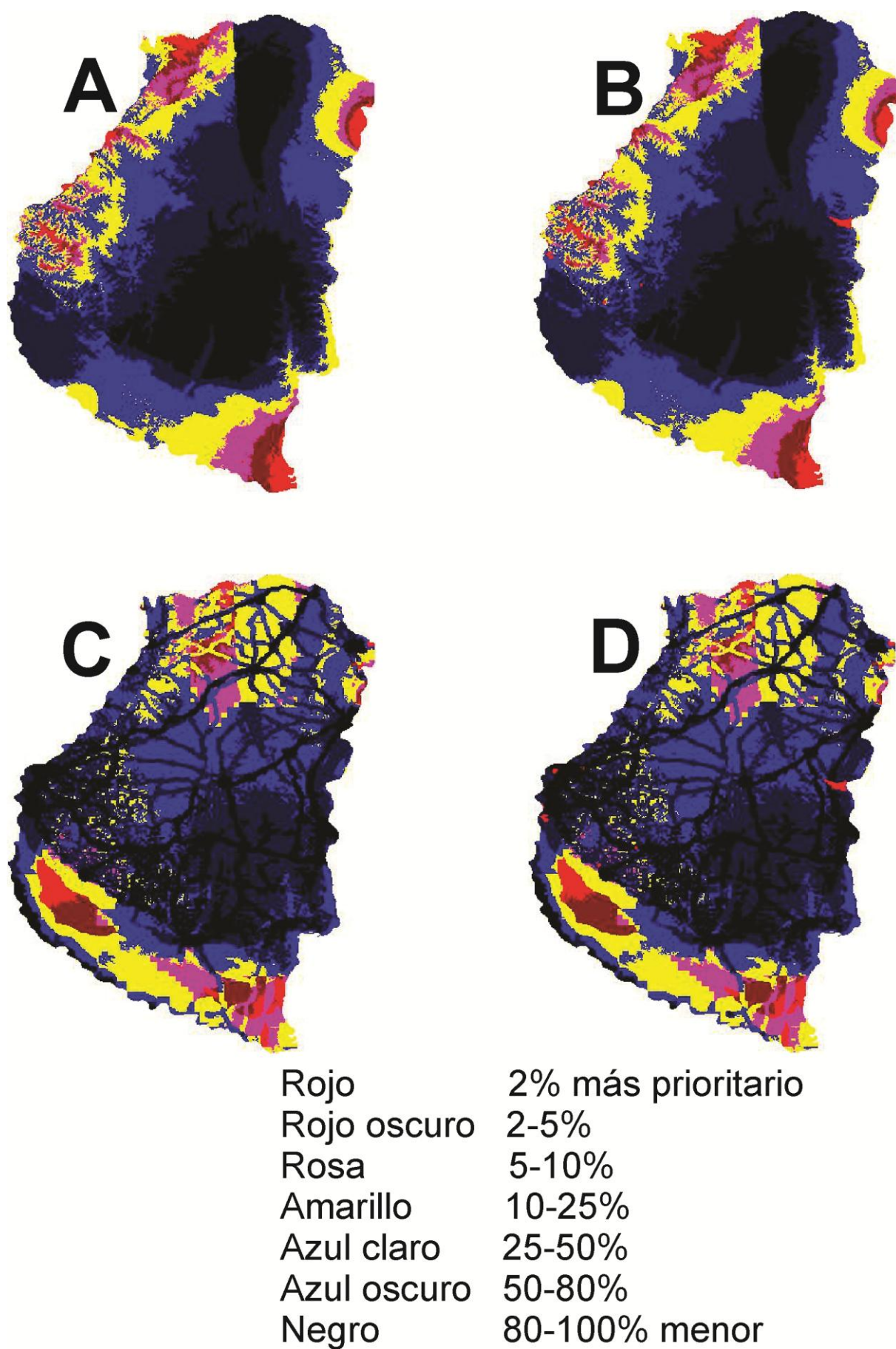


Figura 17. Áreas Prioritarias para la conservación de las ESRA y amenazadas de Entre Ríos, utilizando solo predictores ambientales de WorldClim. Donde: (A) áreas prioritarias seleccionadas con

CAZ; (B) Áreas prioritarias seleccionadas con CAZ + AP; (C) áreas prioritarias seleccionadas con CAZ + HII; y (D) áreas prioritarias seleccionadas con CAZ+ AP + HII.

Cuando se compara la priorización espacial con o sin áreas protegidas vigente (categorías I y II de IUCN), se aprecia la similitud en las áreas prioritarias seleccionadas para ambos mapas (Figura 17-A y B), indicando que por su extensión y ubicación las APs vigentes prácticamente no aportan ni modifican las áreas seleccionadas como prioritarias. La priorización espacial incluyendo el HII reveló áreas substancialmente diferentes (Figura 17-A y B). Si consideramos solo el 5% más prioritario (áreas rojas y rojas oscuras) observamos que las áreas sobre el río Uruguay continúan siendo las mismas (Norte en Federación y Sur en Islas del Ibicuy). Las zonas linderas al este de la provincia no fueron seleccionadas, en su lugar, el análisis realizado con HII seleccionó gran parte del Delta del río Paraná. Así mismo, existe un área seleccionada tanto en A, B, C y D en el norte de la provincia, que corresponde a los departamentos la Paz y Feliciano. Si se considera el 25% más prioritario, observamos que se seleccionó el Delta del Paraná casi en su totalidad, una gran área de la cuenca del Arroyo Feliciano, gran parte del espinal al norte, en la región denominada Selvas de Montiel, y un área linderas al río Uruguay sobre el Departamento Federación al Norte de la provincia.

En cuanto a la Figura 17-D, se observa que la priorización presenta gran similitud con la obtenida en la Figura 17-C, difiriendo solamente en la inclusión del APs vigentes con lo cual nuevamente se comprueba la baja eficiencia de las APs instrumentadas en la conservación de las áreas prioritarias detectadas. Las priorizaciones realizadas con HII (Figura 17-C y D) presentan mayor fragmentación de hábitat seleccionado, con excepción del sur de la provincia donde se seleccionó casi por completo el Delta del río Paraná. En conclusión, en la Figura 17 (B y D) se observa una deficiencia del actual sistema de APs de la provincia en relación a las ESRA y aves amenazadas. En la Figura 17-C y D se observa que la influencia de HII influyó en la selección de las APC de las ESRA y aves amenazadas, brindando una priorización más fragmentada a causa de la ocupación humana, lo que determina que se seleccionen otras áreas que no fueron seleccionadas en las imágenes A y C.

Por otra parte, las priorizaciones espaciales realizadas con los predictores ambientales extraídos de WorldClim y sumando los productos satelitales NDVI, Temperatura de la Superficie Terrestre y Áreas de Vegetación continua (WorldClim + MODIS - Figura 18) muestran un patrón espacial similar, aunque más fragmentado, disminuyendo la importancia de las zonas costeras del río Paraná, y detecta pequeños parches de áreas importantes a través de todo el territorio entrerriano.

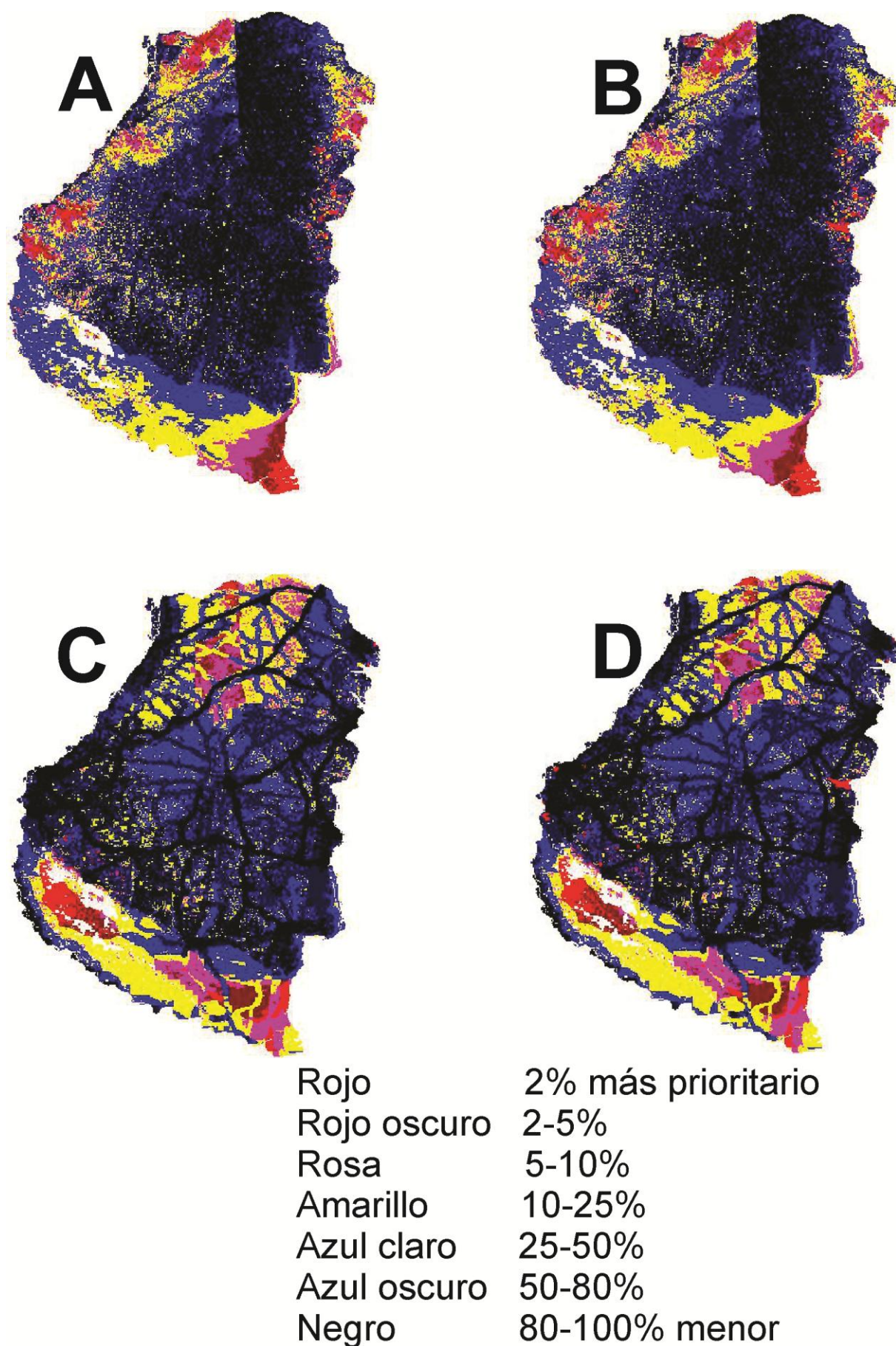


Figura 18. Áreas Prioritarias para la conservación de las ESRA y amenazadas de Entre Ríos, utilizando solo predictores ambientales de WorldClim. Donde: (A) áreas prioritarias seleccionadas con

CAZ; (B) Áreas prioritarias seleccionadas con CAZ + AP; (C) áreas prioritarias seleccionadas con CAZ + HII; y (D) áreas prioritarias seleccionadas con CAZ+ AP + HII.

Nuevamente, en la Figura 18-B y D se observa que la inclusión de las APs vigentes no modifica prácticamente las APC seleccionadas. En la Figura 18-C y D, se observa un patrón similar a las APC observadas en Figura 17-C, con la diferencia que no se incluyó el área de Federación al noreste de la provincia.

En líneas generales se observa que dada la naturaleza y resolución de las variables del MODIS el sistema de APC seleccionado para la provincia es más fragmentado y puntual que en la figura 17, posiblemente más acorde a la realidad actual del paisaje entrerriano. Del mismo modo, se reveló un claro déficit del Sistema de APs de la provincia, dado que las APC seleccionadas coinciden pobremente con el sistema vigente, encontrándose áreas de congruencias con el Parque General San Martín, similitudes con el Parque Nacional Pre-Delta y zonas linderas del Parque Nacional el Palmar. Estos resultados solo se encontraron cuando se utilizó WorldClim + MODIS. Así mismo, al comparar los resultados entre las figuras 17 y 18 se observa que al incluir las variables de MODIS en el análisis, el centro-norte del río Uruguay cobró mayor relevancia, presentando APC de las ESRA y amenazadas de la provincia. Las áreas priorizadas fueron remarcadas y nombradas para guiar futuros trabajos de conservación, estas áreas pueden observarse en el Anexo VI.

11. Discusión de resultados y conclusiones

El presente estudio constituye el primer aporte que evalúa la efectividad del sistema de áreas protegidas de Entre Ríos mediante métodos de optimización cuantitativos considerando los patrones de distribución espacial de aves raras y amenazadas, un grupo focal con elevada importancia en conservación por su función en los ecosistemas y sus amplias posibilidades en actividades turísticas y educativas. Este análisis evidencia que las ESRA/amenazadas que habitan la provincia no se encuentran correctamente protegidas dentro del APs vigente. Al mismo tiempo, las APs instrumentadas (Categorías I y II de UICN) de la provincia no se superponen directamente con las áreas con mayor riqueza de aves, existiendo deficiencias importantes que deben ser subsanadas mediante el diseño de nuevas APs y la efectivización y cambio de categorías de AP pre-existentes, entre otras acciones de conservación y uso del territorio en los próximos años.

11.1. Composición de la avifauna de la provincia de Entre Ríos

Entre Ríos se caracteriza por ser una provincia con deficiente representación territorial en sus muestreos, con inventarios faunísticos incompletos y sesgos en la representación geográfica y cantidad de especies totales, está es una situación común en la región Neotropical (Bini y col., 2006) y en Argentina, como reportaron Fandiño y Giraudo (2012), cuando estudiaron la biogeografía de la avifauna de Santa Fe. La escasez de investigaciones y estudios sistemáticos en la provincia, repercute en un conocimiento aún incompleto de su inventario, lo que viene siendo señalado hace décadas. Freiberg (1943), indicó, hace más de 70 años, que la continuidad de estudios permitirá incluir otras especies más. No obstante, los aportes de inventarios de Entre Ríos, fueron descontinuados. Al comparar los resultados obtenidos en el presente trabajo con los inventarios más completos realizados hasta la fecha se denotan diferencias substanciales en la representación total de especies. El primer inventario fue realizado por Freiberg (1943), quien indicó un total de 301 especies, tuvieron que pasar más de 50 años para que De la Peña, (1997) publique otro inventario contabilizando un total de 333 especies para la provincia, aunque llamativamente el mismo autor años mas tarde (De la Peña, 2012) indicó un total de 261 especies. Otro inventario provincial fue realizado por Beltzer y col., (2006), indicando un total de 291 especies. En el presente trabajo, se realizó un esfuerzo de revisión de literatura y museos exhaustivo, además de trabajos de campo, que permitieron incrementar significativamente el inventario de la avifauna de Entre Ríos incluyendo la adición de 6 especies nuevas para la provincia (Sarquis y col., 2017). En el presente trabajo y desde que existen datos de aves documentados/observados para la provincia, indistintamente si estas especies fueron correcta o incorrectamente identificadas, se contabilizó un total de 395 especies. Del total de especies, existen 5 exóticas, que deben ser monitoreadas ya que algunas de ellas son posibles invasores (e.g. *Acridotheres cristatellus*, *Carduelis chloris* y *Sturnus vulgaris*) además de *Columba livia* y *Passer domesticus*.

También, se determinaron registros de especies dudosas cuya ocurrencia en el territorio entrerriano es poco probable, y debería ser confirmada mediante evidencia verificable (vouchers o

fotografías), por ejemplo: *Aratinga nenday*, *Eudromia elegans*, *Furnarius cristatus*, *Knipolegus lophotes*, *Lophornis chalybeus*, *Lurocalis semitorquatus*, *Polytmus guainumbi*, *Spizapteryx circumcincta*, *Stercorarius chilensis* y *Stigmatura budytoides*. Excluyendo estas especies dudosas y las exóticas habitan en la provincia 380 especies de aves nativas. El listado de la avifauna entrerriana representó el primer paso en el presente estudio, ya que un inventario exhaustivo constituye el primer paso para planificar adecuadamente la conservación de la biodiversidad (Myers y col., 2000).

En Argentina habitan aproximadamente 1 056 especies de aves (SACC, 2017), la provincia de Entre Ríos cuenta con casi un 40% de la avifauna Argentina, con especies que representan el 65% de las Familias de las aves, convirtiéndose en una provincia con una avifauna variada y diversa que merece ser bien protegida. Dentro de la avifauna entrerriana existen 17 especies bajo algún grado de amenaza (7% de las especies amenazadas que habitan el país). Encontrándose, sobre todo, especies de pastizales que habitan la región Pampeana. Esta Región es la zona que mayores modificaciones antrópicas ha sufrido en Argentina, al reemplazarse los hábitat naturales con agricultura y ganadería (Lavilla, 2004; Medan y col., 2011). Estos pastizales pampeano son el hábitat de numerosas poblaciones de especies amenazadas y representantes del género *Sporophila*, como por ejemplo: ñandú (*Rhea americana*), pajonalera pico curvo (*Limnornis curvirostris*), espartillero enano (*Spartonoica maluroides*), el cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*), la loica pampeana (*Sturnella defilippi*), el tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*), la monjita dominica (*Xolmis dominicanus*), el atajacaminos ala negra (*Eleothreptus anomalus*), el tachurí coludo (*Culicivora caudacuta*), el tachurí canela (*Polystictus pectoralis*), e incluye 8 especies de capuchinos como (*Sporophila hypocroma*, *S. hypoxantha*, *S. palustris*, *S. ruficollis*, *S. cinammomea*, *S. caerulescens*, *S. collaris*, *S. leucoptera*), entre otras aves..

Si consideramos los registros históricos y actuales de las aves de Entre Ríos, con el objetivo de evaluar la posible extinción o disminución provincial de algunas especies, y tomando como referencia la definición de UICN (2001), que “*presume que un taxón está extinto cuando prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo*”, podemos decir que:

(1) Existen casos en donde la falta de datos recientes puede deberse a la dificultad de determinación de las especies o a que constituyen migrantes estacionales, ocasionales o poco abundantes. Por ejemplo Freiberg (1943) cita a *Glaucidium nana* para la provincia de Entre Ríos pero nunca citó *Glaucidium brasilianum*, especie cuya ocurrencia en Entre Ríos puede determinarse como permanente. Por lo tanto esta especie puede haber sido citada erróneamente por Freiberg. A pesar de ello, existe una piel en el Museo de la Plata con procedencia en Entre Ríos, que confirma la presencia de *Glaucidium nana* en la provincia (Figura 11), cuya identificación de *G. brasilianum*, es sumamente difícil mediante un avistaje con binoculares. Adicionalmente, las poblaciones de *G. nanum*, que habitan en la Patagonia, migran hacia el norte durante el invierno (Narosky y Yzurieta, 2010), pudiendo tratarse de un migrante ocasional y poco detectado. Otro caso similar ocurre con *Furnarius*

cristatus, que es una especie característica de los bosques chaqueños secos del oeste argentino (Vaurie, 1980; Narosky y Yzurieta, 2010), a pesar de ello, figura en el catálogo de pieles del Museo de Ciencias Naturales y Antropológicas Profesor Antonio Serrano bajo el número MAS-Or 3029, la cual fue buscada intensamente pero no fue encontrada en dicha colección. Freiberg (1943) menciona la especie para Entre Ríos como “ocasional”, pero no presenta evidencia empírica corroborable. En cuanto a *Pheucticus aureoventris*, fue observado por Serié y Smyth (1923) en las inmediaciones de la ciudad de Santa Elena, la Paz y nunca más fue registrado para la provincia. Esta especie posee una distribución asociada a ambientes precordilleranos en alturas entre los 1750 y 3700 m de toda Sudamérica, (Fjeldsá y Krabbe, 1990) desde Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Brasil, Paraguay, Argentina y ocasionalmente en Chile (Meyer de Schauensee, 1982; Johow, 2000). En nuestro país, puede encontrarse esta especie en Jujuy hasta el norte de San Juan, San Luis y Córdoba en ambientes de Chaco serrano y de yungas, Santiago del Estero, oeste de Formosa y Chaco, noroeste de Santa Fe en desplazamientos invernales (Narosky e Yzurieta, 2010; Lucero, 2012) y recientemente ha sido citada en Corrientes (Giraud y col., 2006). Según Chebez (2008), los registros de las provincias de Entre Ríos, Buenos Aires y La Pampa serían atribuibles a escapes de ejemplares en cautiverio. A la luz de esta evidencia, se considera que su presencia en la provincia de Entre Ríos es poco probable.

(2) Especies que pueden haber desaparecido localmente por presiones antrópicas como captura por mascotismo o deforestación de bosques o pérdida de pastizales: Este podría ser el caso de *Amazona aestiva* (Loro hablador), una especie comercializada ilegalmente (Berkunsky y col., 2012), cuya distribución abarca hasta Corrientes y Santa Fe. Un individuo colectado en 1955 en Cerrito, cuyo ejemplar se encuentra depositado en el Museo “Florentino Ameghino” de Santa Fe (Beltzer *com. pers.*). Igualmente, dado la enorme presión por el comercio ilegal que sufrió esta especie en las últimas décadas (Berkunsky y col., 2012), y la frecuente tenencia en cautiverio de la especie, hace probable que el registro sea proveniente de un ejemplar doméstico y no de un individuo silvestre. Por lo cual se considera que la presencia de *Amazona aestiva* en la provincia de Entre Ríos, debería ser confirmada mediante registros verificables.

La revisión de datos históricos permite vislumbrar otras especies cuya presencia actual en el territorio entrerriano podría encontrarse comprometida en los próximos años, estas especies son: *Alectrurus risora*, *Buteogallus coronatus* y *Sturnella defilippi*. Estas especies presentan grados de amenazas a nivel regional y mundial (López-Lanús y col., 2008; UICN, 2017). El Yetapá de collar (*Alectrurus risora*), fue citado por Di Giacomo y Di Giacomo (2004) y Marateo y col., (2009). Di Giacomo y Di Giacomo (2004), indicaron que los datos más actuales de la especie para Entre Ríos encontrados en el Parque Nacional el Palmar corresponden a un solo individuo observado, pudiendo tratarse de un vagrante, encontrándose separada por 300 km de las principales poblaciones de la especie (Ver Di Giacomo y Di Giacomo, 2004). Por su parte, Marateo y col., (2009), indicaron que la especie en el Parque Nacional el Palmar es de carácter accidental, siendo observada en 1992 por A. Bodrati. Esta especie que habitaba ampliamente en pastizales de la provincia tiene posibilidades de recuperarse, sólo si se establece un sistema representativo de APs, como el propuesto en este trabajo.

Al mismo tiempo, se necesitarían recomendaciones que puedan ser incorporadas a futuros proyectos de desarrollo y/o restauración ecológica, sobre todo por la disminución territorial sufrida por la especie de Sur a Norte y Este a Oeste causada por el reemplazo de áreas naturales por áreas cultivadas (Di Giacomo y Di Giacomo, 2004).

El caso del Águila coronada *Buteogallus coronatus*, presenta solo un registro para Ceibas en el Departamento Islas del Ibicuy citado en Di Giacomo, (2005). Esta rapaz se distribuye en Bolivia, Paraguay, Brasil y Argentina. En la Argentina se encuentra en las ecorregiones de Chaco, Espinal, Estepa Patagónica y sobre todo en la ecorregión del Monte, mostrando una preferencia a ambientes secos y árboles de gran porte (Maceda, 2007). El registro encontrado en Ceibas se ubica sobre la ecorregión Pampeana, y no se han visto nuevos ejemplares a pesar de ser una especie visible e identificable por su gran tamaño y característico copete de plumas muy desarrollado, concluyéndose que esta especie no presenta evidencias empíricas que avalen la existencia de una población residente o estable en Entre Ríos.

Para *Sturnella defilippi*, el último individuo en la provincia fue registrado por Zapata (1975-hace 42 años), quien indicó que esta ave se encontraba entre los tres ictéridos observados en la zona, llamativamente el autor no registro a *Sturnella superciliaris*, por lo que no debe descartarse la posibilidad de un error en la identificación del mismo. Recientemente, Fandiño y Giraudo (2012), concluyeron para Santa Fe que tanto *Alectrurus risora* como *Sturnella defilippi* son dependientes de pastizales y habrían desaparecido en la provincia vecina a causa del reemplazo y/o degradación de este hábitat como consecuencia del avance de la agricultura y ganadería intensiva (Di Giacomo y Di Giacomo, 2004). En conclusión, estas 2 últimas especies se consideran como ENR (Extintas a nivel Regional. Ver sección 9.3.1.1) para la provincia de Entre Ríos, dado que la provincia sufrió un proceso similar al de Santa Fe en las últimas décadas (Lavilla, 2004).

11.2. Determinación de las Áreas Prioritarias para la Conservación (APC) de las Aves de Entre Ríos

Los resultados obtenidos indican que el sistema de APs vigente de la provincia de Entre Ríos presenta deficiencias en la representación de las aves ESRA y amenazadas. Por lo tanto, las APs en Entre Ríos no se superponen con las APC de las ESRA y amenazadas, posiblemente porque muchas APs han sido establecidas sin criterios científicos y/o sin intención de proteger la avifauna regional. Como consecuencia, las APC seleccionadas, no se superponen con las áreas de mayor diversidad de especies (Chape y col., 2005; Gray y col., 2016). Esta deficiencia en la representación de especies fue testeado en otras provincias mediante criterios científicos, indicando un sistema de APs poco efectivo en la selva atlántica Argentina (ver Giraudo y col., 2003), en Santa Fe (Arzamendia y Giraudo, 2004), en Corrientes (Etchepare y col., 2017), observándose el mismo patrón en Entre Ríos.

La selección de APC de las ESRA y amenazadas de Entre Ríos difieren según el método empleado, encontrándose deficiencias en la representación de las mismas al utilizar la riqueza total de especies, riqueza de ESRA y amenazadas, complementariedad y MDE + Zonation. En coincidencia

con Veach y col., (2017), si se utiliza solo la riqueza de especies para seleccionar las APs estarían quedando sin protección un porcentaje importante de aves. En el presente trabajo si solo se tiene en cuenta la riqueza total de especies se dejan fuera de la priorización 25 especies 7% para la riqueza total y 12% para las ESRA y amenazadas. En este contexto, dado que los recursos de conservación son generalmente inadecuados y/o limitados, es vital utilizar los datos y herramientas más apropiados para maximizar la protección de las especies en un mínimo de área (Hannah y col., 2008, 2010; Leach y col., 2013; Winiarski y col., 2014; Veach y col., 2017), por lo que se considera que la riqueza de especies no es eficiente al momento de seleccionar APC de las aves raras/amenazadas de Entre Ríos.

11.3. Riqueza de Especies

En el presente trabajo, la riqueza de especies de todas las aves y las ESRA y amenazadas de la provincia presentó un patrón similar, e indicó que la celda con mayor cantidad de especies se ubica en el área más antropizada de la provincia, y que incluye a la ciudad de Paraná, al Parque General San Martín y al Parque Nacional Pre-Delta. Estas áreas, se caracterizan por tener un mayor esfuerzo de muestreo dado el mayor número de ornitólogos y aficionados que residen en las inmediaciones (Fandiño y Giraudo, 2012). Sin embargo, en coincidencia con Fandiño y Giraudo (2012) no existen factores bio-ecológicos (e.g., calidad y diversidad de sus hábitats, productividad, disponibilidad de áreas de alimentación o nidificación) o zoo geográficos (latitud, precipitaciones, geomorfología u otros aspectos morfo climáticos) particulares que justifiquen este patrón. Es importante destacar que los dos Parques Nacionales y el Parque General San Martín poseen buenas rutas de accesos, además de áreas de camping con ciertas comodidades, lo que facilita a los ornitólogos y aficionados a pasar días allí. Este hecho es similar en las costas del río Uruguay, cuyo desarrollo turístico y accesibilidad atrae gran número de personas, sobre todo en Islas del Ibicuy (Perdices y Ceibas) que se encuentra a menos de 2 horas de la ciudad Autónoma de Buenos Aires. Contrariamente, en el norte de la provincia, la baja densidad de habitantes y el poco desarrollo turístico sitúan al espinal (zona Norte) como un área poco rica en diversidad de aves. Esta situación ha sido constante en los últimos 100 años en la provincia, donde Freiberg (1943) expresaba: “...la zona norte de Entre Ríos presenta una riqueza avifaunística y no ha sido aún minuciosamente explorada...”. Los patrones de riqueza encontrados en Entre Ríos muestran sesgos que se relacionan con áreas sobre-muestreadas históricamente y otras con vacíos de información. Este tipo de sesgos deben ser abordados cuidadosamente y justamente los modelos de distribución de especies pueden brindar una estimación más insesgada sobre las áreas de mayor riqueza que presentan escasos muestreos y zonas gap (Elith y col., 2006; Phillips y col., 2006; Costa y col., 2010; Silva y col., 2014).

Históricamente, la riqueza total de especies ha sido ampliamente utilizada para comprender los patrones de biodiversidad, ya sea mapeando los *Hotspots* (“Puntos calientes”) (Myers y col., 2000; Ceballos y Ehrlich, 2006; Pimm y col., 2014), o seleccionando las APC (Jenkins y col., 2013), siendo un método fácilmente cuantificable (Fleishman y col., 2006), que no necesariamente precisa contar

con datos de toda el área de distribución de las especies, y presenta análisis computacionales relativamente simples (Veatch y col., 2017). Sin embargo, su efectividad para seleccionar las APC de la biodiversidad ha sido ampliamente cuestionada, porque no siempre llevan a cubrir todas las especies dentro de los sistemas de reservas (ver Margules y col., 2002; Albuquerque y Beier, 2015; Veatch y col., 2017). No obstante, trabajos reciente sugieren que la riqueza de especies con rangos de distribución pequeños y/ o amenazadas podría usarse para ubicar APC (Jenkins y col., 2013). A pesar de ello, en el presente trabajo las APs basadas solamente en la riqueza de especies condujeron a un déficit en cuanto a la representatividad de especies, produciendo a un sistema de APs deficiente, lo que redundaba en un aumento de los limitados recursos financieros y humanos que se destinan para planes de conservación (Williams y col., 1996).

11.4. Selección de áreas prioritarias mediante el uso de la Complementariedad

El uso de la complementariedad permitió minimizar la selección de APC incluyendo todas las especies, en contraposición con la riqueza que no priorizó un área mínima. Estudios realizados a escala regional y global han demostrado que utilizar la complementariedad como medida de selección de reservas permite albergar/representar más especies optimizando el espacio requerido (Kati y col., 2004; Veatch y col., 2017), ya que el área que se puede proteger es limitada (Margules y col., 2002).

En el presente estudio, la selección de APC de las aves a través de la complementariedad logró incluir todas las aves de la provincia (por lo menos una vez) en 12 de las 39 celdas existentes, convirtiéndola en una medida más efectiva, que la riqueza de especies (Rebello y Sigfried, 1992; Rebello, 1994; Williams y col., 1996; Reyers y col., 2000; Justus y Sarkar, 2002; Kati y col., 2004; Leathwick y col., 2010; Veatch y col., 2017). De este modo, las APC incluyeron todas las aves y las ESRA y amenazadas seleccionando celdas en el norte de la provincia y una al suroeste que con los análisis realizados con la riqueza hubieran quedado relegadas a un segundo plano.

Estudios realizados a escala global concluyeron que la cobertura por especie es mayor al seleccionar las APC por métodos de complementariedad y disminuyen al utilizar la riqueza específica (ver Csuti y col., 1997; Albuquerque y Beier, 2015; Albuquerque y Gregory, 2017; Veatch y col., 2017), como puede visualizarse en el presente estudio. Consecuentemente, el criterio de complementariedad además de incluir todas las especies en un área mínima, incrementó el área ocupada por especie, cumpliéndose de este modo uno de los objetivos de la selección de áreas prioritarias para la conservación (Sánchez-Cordero y col., 2008). Además, los análisis de riqueza y complementariedad realizados presentan dos peculiaridades importantes a destacar a continuación:

(1) Los registros que se encuentran disponibles dependen en gran medida de los lugares relevados (muestreados) por investigadores/biólogos/aficionados, por lo tanto existen deficiencias Wallaceanas (Rojas-Soto y col., 2003) que pueden sesgar la representatividad de las especies en el área, conduciendo obviamente a errores en la selección de APC ya sea por comisión (cuando se cree que una especie está presente por error) u omisión (cuando se cree erróneamente que una especie está ausente).

(2) Las medidas de Riqueza y Complementariedad representan solamente medidas matemáticas, no presentan ningún tipo de asociación de variables antrópicas (uso de la tierra, densidad poblacional, rutas y caminos, etc), climáticas (Temperatura, precipitación, humedad); topográfica (Altitud), o biológicas (Cobertura del suelo, % de cobertura vegetal, presencia de bosques, entre otros). Esto produce que la selección de las APs puedan no ser las más adecuadas, seleccionando áreas muy antropizadas o cuya cobertura boscosa ha desaparecido en los últimos años producto del avance de la frontera agrícola-ganadera (Lavilla 2004; Consultora Victor Baradacco, 2012). Como consecuencia, muchos registros de los últimos años pueden ubicarse en zonas que hoy son desfavorables, y al no tener en cuenta variables ambientales y/o antrópicas, se seleccionan APC cuyo estado de conservación es dudoso, desconocido o ha sido recientemente modificado.

Así mismo, en el presente trabajo todas las regiones biogeográficas que atraviesan la provincia han sido incluidas en las APC seleccionadas (Cabrera, 1958, 1976, 1994; Giraudo y Arzamendia, 2017), también se observó que todas las celdas (con excepción de una) se asocian a los grandes ríos que bordean la provincia en coincidencia con lo observado en otros grupos taxonómicos, revalorizando los grandes ríos de la cuenca del Plata como corredores biológicos (ver Arzamendia y Giraudo, 2009, 2012). En conclusión, se revalorizan las diferentes regiones biogeográficas propuestas para Entre Ríos, aceptando la hipótesis planteada anteriormente.

Cabe destacar que el criterio con el que se selecciona las especies raras (ESRA) constituye una simplificación unidimensional de la biodiversidad, existiendo la posibilidad de seleccionar APs erróneamente (Veatch y col., 2017). Al mismo tiempo, las especies amenazadas pueden ser consideradas como hipótesis ya que constituyen especies donde se estima que los cambios producidos en el ambiente (cambios naturales o antrópicos) serán desfavorables llevándola posiblemente a la extinción local o regional (Giraudo y col., 2011). Consecuentemente, las APC seleccionadas podrían variar, por ello la riqueza y complementariedad fue obtenida tanto para las ESRA y amenazadas como para todas las aves nativas que habitan la provincia. Esto demostró un patrón similar de priorización con cambios en una sola celda, lo que denota que la priorización según los criterios de selección de especies si bien puede cambiar las APC, mantuvo en Entre Ríos un patrón similar.

11.5. Modelos de Distribución de especies (MDE)

Para conseguir conservar la biodiversidad de forma efectiva es necesario conocer el área que ocupa una especie, o sea el tamaño y el alcance de su distribución (Marcer y col., 2013). Los MDE relacionan datos de ocurrencia de las especies con variables ambientales, topográficas y/o geológicas con el fin de estimar la adecuabilidad ambiental a lo largo de un área geográfica delimitada; denominado *fondo ambiental* (FA- *background*) (Guisan y Zimmermann, 2000). Por lo tanto, identifican áreas similares a las condiciones existentes en los puntos georreferenciados mediante aproximaciones empíricas y matemáticas (Sillero y col., 2010) y se utilizan actualmente para diversas aplicaciones ecológicas, biogeográficas y de conservación (Guillera-Arriota y col., 2015).

En el presente estudio, las predicciones realizadas (exceptuando 4 especies) a través de la técnica de los EPM (Ensamble de Pequeños Modelos) realizados con MaxEnt se ajustaron a las presencias utilizadas para modelar, con buen desempeño en los índices utilizados (AUC-ROC y Boyce), encontrando adecuadamente el rango de distribución ambiental de las especies modeladas, estimando gran parte de su la distribución potencial. En cuanto al AUC, al utilizar algoritmos que son de solo-presencia, se lo puede definir como la probabilidad de que el modelo valore un sitio de presencia aleatorio más que un sitio aleatorio del FA (Elith y col., 2010). Sin embargo, cuando se aplica dentro del contexto de modelos de solo-presencia, el uso de los valores de AUC está ampliamente criticado por el desbalance existente entre presencias y ausencias, ya que al agrandar el FA (*Background*) se incluyen más ausencias que incrementan la fracción de ausencias predichas correctamente (especificidad), resultando en valores de AUC mayores (Lobo y col., 2008). Por este motivo en el presente trabajo se procuró realizar una búsqueda de datos intensiva, con el fin de reducir el desbalance entre presencias y ausencias en todo el FA, incrementando la confiabilidad de los índices.

Existieron algunas ESRA y amenazadas que presentaron predicciones restringidas a una sola ecorregión o porción del FA, la cual fue bien detectada por las predicciones obtenidas con MaxEnt. Merow y col., (2016) explican que los MDE son valiosos para inferir el hábitat adecuado en ubicaciones no muestreadas, pero el sesgo en los registros de ocurrencias puede limitar su confiabilidad. En el presente trabajo, las predicciones de las especies lograron inferir el hábitat adecuado debido en gran parte al filtrado y selección de los datos de ocurrencia de las especies, como la metodología utilizada en los MDE evitando de esta forma el sesgo dado por los registros de ocurrencias.

Así mismo, el área donde se distribuye una especie es el resultado complejo de la interacción de procesos de su ecología e historia evolutiva (Brown, 1995), la cual se determina por diversos factores en diferentes intensidades y escala (Gaston, 2003). Siguiendo a Soberón y Peterson, (2005) podemos nombrar 4 clases de factores: (1) factores abióticos; (2) factores bióticos; (3) dispersión potencial y (4) evolución adaptativa. Por estos motivos se dice que estimar la distribución potencial de cualquier especie implica encontrar regiones que presenten condiciones ambientales similares a aquellas en las que la especie fue registrada, a diferencia de la distribución real que presenta mayores desafíos (Soberón y Peterson, 2005). De hecho, el uso de MDE es criticado y testado en algunos trabajos como Qiao y col., (2015), quienes concluyen que: (1) Ningún algoritmo será mejor bajo todas las circunstancias existentes (FA, variables, N° de ocurrencias, presencias y ausencias); (2) No existe un algoritmo que sea mejor al resto en todas las ocasiones; y (3) algoritmos diferentes desarrollan predicciones diferentes según las características de la especie en cuestión. Por eso, Merow y col., (2016) manifestaron que es fundamental que el método de modelado se ajuste a los objetivos y necesidades de aplicación con el fin de evitar predicciones muy sesgadas, resultados de gestión e inferencias científicas deficientes. Por estos motivos, para el presente estudio, se utilizó MaxEnt, por ser un algoritmo caracterizado en la literatura por ser un método robusto y útil ampliamente utilizado

por investigadores en este campo, mostrando predicciones confiables cuando se disponen datos de solo presencia como en el presente estudio (Elith y col., 2006, 2011; Phillips y Dudík, 2008; Kramer-Schadt y col., 2013; Marcer y col., 2013; Moreno-Amat y col., 2015; Yackulic y col., 2013; Zeng y col., 2016; aunque pueden observarse algunas críticas en Royle y col., 2012). MaxEnt es uno de los mejores algoritmos a utilizar cuando se trabaja con datos históricos o de colecciones de museos (Elith y col., 2006), como parte de los datos presentados en el presente trabajo. Del mismo modo, se demostró su eficiencia al momento de modelar con pocos registros (Elith y col., 2011; Leach y col., 2013), como es el caso de muchas ESRA y especies amenazadas modeladas aquí. Para el caso de las 4 especies cuyas predicciones no fueron muy acertadas se corroboró la predicción con la historia natural y distribución conocida por el grupo de trabajo, siguiendo a Merow y col., (2016) quienes concluyen que combinar el conocimiento de los expertos y los datos de ocurrencia en MDE ofrece una serie de ventajas sobre los modelos que dependen de un solo tipo de datos, como es el caso de este estudio en particular.

Específicamente en el presente trabajo se empleó la técnica de EPM, la cual reduce la colinealidad y el sobreajuste al construir modelos bivariados, permitiendo que el modelo detecte áreas adecuadas que no fueron muestreadas (Breiner y col., 2015), como puede corroborarse en los Anexos IV y V. Esta técnica surgió para evitar una de las principales fuentes de error al momento de realizar un MDE: la selección de las variables o predictores ambientales. Es bien sabido en la comunidad de modeladores que la selección inadecuada de variables ambientales (la cantidad y tipo) puede producir efectos impredecibles ajustando predicción (Stockwell y Peterson, 2002). También, puede ocurrir que las variables sean redundantes y por lo tanto correlacionadas, o que las variables seleccionadas no representen la variabilidad del FA al momento de realizar los MDE (Wang y col., 2016), obteniendo como resultados predicciones que no reflejan aspectos de la distribución de las especies o el FA.

Las predicciones obtenidas por MDE utilizando MaxEnt representaron la adecuabilidad ambiental de las ESRA y amenazadas con éxito, en coincidencia con un sin número de trabajos en la literatura científica (ver Elith y col., 2006; Pearson y col., 2007; Phillips y Dudík, 2008; Rebelo y Jones, 2010; Gogol-Prokurat, 2011; Razgour y col., 2011; Marcer y col., 2013). Por último, es importante aclarar que el FA utilizado no abarcaba el rango geográfico completo de cada especie, lo cual puede introducir cierta incertidumbre y error en las predicciones porque el rango completo del nicho no está modelado (Thuiller, 2004; Barbet-Massin y col., 2010; Leach y col., 2013).

11.6. Priorización espacial para la selección de APC basada en ZONATION

La priorización espacial para la conservación se refiere a la identificación de prioridades espaciales para la expansión de redes de áreas de conservación, identificación de áreas para evitar impactos en el desarrollo económico, asignación de restauración de hábitats y compensación de la biodiversidad (Kukkala y Moilanen, 2017). La priorización espacial resultante demostró que el sistema actual de áreas protegidas de la provincia presenta deficiencias importantes, debiendo incluir áreas complementarias a las ya existentes para lograr conservar las ESRA y amenazadas de la provincia.

Este deficiente sistema protegido se produce como consecuencia de seleccionar sitios sin criterios científicos y biológicos, encontrándose sesgadas en sitios de bajo valor productivo y no siempre más diversos (Soutullo y Gudynas, 2006; Joppa y Pfaff, 2009; Fandiño y Giraudo, 2012; Nori y col., 2016), sugiriendo que la sistematización de los criterios para priorizar áreas deben ser aplicados para futuras delimitaciones (Etchepare y col., 2017).

El análisis de priorización espacial realizado con ZONATION (CAZ) seleccionó APC en todas las ecorregiones existentes en la provincia de Entre Ríos incluyendo a los grandes ríos que bordean la provincia el río Paraná y el río Uruguay. Este resultado confirma la importancia de los ríos sudamericanos como corredores de biodiversidad (Arzamendia y Giaurdo, 2004 y 2012) y revaloriza nuevamente las caracterizaciones biogeográficas existentes para la provincia (Cabrera, 1958, 1994; Giraudo y Arzamendia, 2017).

La priorización jerárquica que produce ZONATION sobre el territorio se desarrolla sobre un ranking de prioridad utilizando patrones de distribución de especies, considerando principios tales como conectividad, complementariedad y equilibrio entre características tales como las áreas núcleo de la distribución de las especies (Kukkala y Moilanen, 2017). Este algoritmo, combina caracteres biológicos (conectividad, complementariedad), y pueden ser combinados con el “costo” que refiere a los usos antrópicos de la tierra, rutas, caminos y urbanizaciones brindando una priorización más real teniendo en cuenta las modificaciones humanas (Moilanen y col., 2005, 2014). A diferencia de las Áreas Prioritarias detectadas por la riqueza y la complementariedad (Rebelo, 1994), que se basaron en puntos de ocurrencias, la priorización con ZONATION (Mediante la función CAZ) se realizó con mapas continuos por especie producidos mediante el EPM a través de MDE. El algoritmo de priorización espacial se utilizó con la función CAZ porque otorga mayor importancia a las áreas que contienen especies raras y / o altamente ponderadas (ver Di Minin y col., 2014), detectando las zonas núcleo de cada especie. En este contexto, se determinó que las APC basadas en mapas de rangos continuos por especies (utilizados a través de ZONATION) fueron más eficaces y representativas en comparación con la riqueza y complementariedad que utilizan solo puntos (Veatch y col., 2017). Al mismo tiempo es importante enfatizar que usando solo puntos georreferenciados (para riqueza y complementariedad de Rebelo, 1994) algunas áreas siempre se clasificaran con baja prioridad de conservación, porque la clasificación es relativa a los valores de biodiversidad del área total de estudio (Winiarski y col., 2014). Aquí reside la principal importancia de utilizar los MDE, ya que bien utilizados pueden equilibrar las presencias, detectando áreas similares no muestreadas permitiendo guiar la planificación de la conservación (Winiarski y col., 2014), evitando las deficiencias “wallaceanas” existente en las ESRA y amenazadas (Roja-Soto y col., 2003).

Las priorizaciones obtenidas poseen la particularidad de haberse realizado solo para la provincia de Entre Ríos, donde no existen aves endémicas. Es bien conocido que no modelar el rango completo del nicho de cada ave, introduce cierta incertidumbre en la predicción, afectando posteriormente la priorización (Thuiller y col., 2004; Leach y col., 2013). Esta incertidumbre fuera de los límites de los datos variará claramente según el taxón y el rango de modelado (Thuiller y col.,

2004; Barbet-Massin y col., 2010). El objetivo de este trabajo fue encontrar las Áreas prioritarias para la conservación de las ESRA y amenazadas de Entre Ríos evaluando la eficiencia del Sistema de Áreas protegidas vigente, por lo tanto al igual que en Leach y col., (2013), se focalizó el análisis en patrones generales de distribución de 213 especies de aves, en lugar de detalles específicos de cada distribución.

Dentro del APs existente, solo el Parque General San Martín y el área lindera al Parque Nacional Pre-Delta fueron seleccionados como prioritarios en las priorizaciones realizadas con WorldClim y en las obtenidas con WorldClim + MODIS, sin utilizar el HII. Existieron 2 áreas seleccionadas en todas las priorizaciones realizadas, pertenecientes al norte de la provincia entre la Paz y Feliciano (incluyendo parte de la cuenca del arroyo Feliciano) y al sur en Islas del Ibicuy sobre la margen del río Uruguay, estas áreas consensuadas se consideran las principales a tener en cuenta en futuros planes de conservación, por haber sido seleccionadas tanto en MDE + ZONATION, como por complementariedad Rebelo (1992). Así mismo, existen diferencias entre las priorizaciones obtenidas con WorldClim y las obtenidas por WorldClim + MODIS, particularmente estas últimas muestran una priorización más fragmentada y puntual, reflejando de manera más real las modificaciones del paisaje en el territorio de la provincia. La fragmentación en Entre Ríos, es producto del avance de la frontera agrícola-ganadera que produce parches de hábitat naturales aislados, con diversos grados de modificación que afectan la biodiversidad y las funciones ecosistémicas (Lavilla, 2004; Hooper y col., 2012). Para la provincia se estima un crecimiento de casi 3.300.000 millones de ha en los próximos 15 años (Consultora Victor Baradacco, 2012), lo que perjudicará y disminuirá la posibilidad de tener un Sistema de Áreas Protegidas óptimo, necesitando en el futuro mayor cantidad de tierras si no se agiliza la toma de decisiones (ver Nori y col., 2013). Para ello, es fundamental al momento de seleccionar APC combinar componentes biológicos y antrópicos, para lograr seleccionar áreas acorde al estado de conservación real de la provincia (Faleiro y col., 2013). Al observar las priorizaciones en las figuras 17-18 y si comparamos A-A; B-B, C-C, D-D respectivamente, se observa claramente que las APC cambian sobre la margen del río Uruguay al utilizar las variables de MODIS. Este cambio en la priorización se vislumbra porque las variables están diseñadas para proporcionar comparaciones espaciales y temporales coherentes de las condiciones de vegetación (Deblauwe y col., 2016) reflejando la fragmentación existente. Por lo tanto, brindan información más real de lo que sucede a escala de paisaje, incluyendo predictores que representan el estado del ecosistema y los servicios que brinda (Chan y col., 2006; Schröter y Remme, 2016).

Las diferencias en la APC seleccionadas cuando se utilizó el HII se deben principalmente a las medidas que utiliza el índice y las modificaciones en el uso de la tierra (Duan y col., 2014). La priorización espacial con este índice revalorizó gran parte del norte (sobre todo Feliciano, Federal y parte de la Paz) y parte del delta superior y medio (Victoria y Gualeguay), donde existen reservas de uso múltiple, aún no implementadas, que podrían elevarse a categorías de conservación más estricta. El norte de Entre Ríos se caracteriza por actividades ganaderas bajo monte (Consultora Victor Baradacco, 2012), cuyo uso de la tierra no modifica substancialmente el paisaje en comparación con

las arroceras y los cultivos que favorecen el desmonte (Brown y col., 2005). Este contexto posibilita el manejo integrado de la tierra y ganadería, lo que podría facilitar la gestión de áreas protegidas en el corto y mediano plazo. En el Norte de la provincia existen 2 áreas protegidas que podrían elevar su categoría de manejo: (1) La Reserva provincial de uso múltiple Selva de Montiel (70 000 ha) desde 2006, que ocupa la porción noroeste del departamento Federal, constituida por un conjunto de propiedades privadas, con escasa presencia territorial del gobierno provincial; y (2) el Área Natural Protegida privada “Don Sebastián” (1 783 ha) en los departamentos de La Paz y Feliciano, sobre el río Guayquiraró, límite con Corrientes. Ambas áreas presentan superposición con las APC seleccionadas con ZONATION y son las principales candidatas a efectivizar el manejo de las mismas en pos de proteger adecuadamente las ESRA y amenazadas de la provincia. La Reserva Selva de Montiel presenta una superficie adecuada para que muchas de las especies de aves analizadas puedan conservarse, aunque la reserva “Don Sebastián”, puede resultar insuficiente para varias especies de aves, no obstante, es un indicador de la factibilidad de seguir gestionando con el mismo propietario y con otros propietarios privados, la extensión de dicha área protegida.

En el sur entrerriano, se encuentra el Delta del Río Paraná, caracterizado por inundaciones periódicas de crecientes como el Paraná, Uruguay y Guauguay, acompañado de mareas y sudestadas provenientes del Río de la Plata, la diversidad biológica se encuentra adaptada a estos pulsos de inundación, no existiendo cultivos intensivos pero si ganadería extensiva, caza, pesca (Bó y col., 2002) y forestación de leñosas (Borodowski, 2006). En nuestro país, el 58% de los bosques cultivados con Salicáceas se encuentra en el Delta del río Paraná (Borodowski, 2006), sobre todo en el Delta inferior donde la sustitución de la cobertura vegetal en este último sector llevó a la pérdida casi total del “Monte blanco” (Bó y Quintana, 1999). En el delta existe un área protegida que forma parte del SIFAP pero que no fue incluida por su categoría actual de manejo, denominada Reserva de uso Múltiple Municipal Islas de Victoria (376 000 ha) y ocupa todo el Delta del departamento Victoria. Esta extensa área podría ser candidata a cambiar de categoría de manejo por una más estricta protegiendo gran parte de las ESRA y amenazadas.

Otra de las medidas que toma el HII es la densidad poblacional, el último censo del INDEC (2010), revela que Guauguay, Victoria, Federal, Feliciano e Islas del Ibicuy son los departamentos con menor densidad poblacional de la provincia, los cuales han sido incluidos casi en su totalidad en la priorización espacial cuando se utilizó WorldClim + MODIS + HII.

Los ríos Paraná y Uruguay que bordean la provincia fueron quitados de la priorización con HII (con excepción de Federación en la figura 17), porque el índice pesa la distancia a los ríos navegables, siendo ambos ríos navegables ya sea a nivel comercial y/o turístico presentando grandes conglomerados urbanos, industrias y puertos lo que implica una histórica e intensa intervención de la cuenca a fin de proveer bienes y servicios a las mismas (Salvatori, 2002; Brown y Pacheco, 2005). Esta situación para ZONATION redundo en un costo muy alto al momento de seleccionar APC, como resultado las áreas más importantes linderas a los ríos son relegadas y se seleccionan áreas secundarias, lo que no implica que sean las más aptas para las especies, por el contrario es un balance

entre lo biológico y lo antrópico (Kukkala y Moilanen, 2017). No obstante, estos grandes ríos por sus ciclos naturales de crecientes y bajantes, mantiene áreas en condiciones naturales que no han sufrido grandes modificaciones como sus tierras altas aledañas, siendo áreas prioritarias en acciones de conservación para gran cantidad de taxa (Arzamendia y Giraudo, 2012).

Otra medida relevante utilizada por el HII es la distancia de ferrocarriles y distancia desde las principales rutas. Se puede observar que por este motivo las APC seleccionadas a lo largo de la provincia presentan intervenciones y cortes de color negro, indistintamente si atraviesan una zona rica en ESRA y amenazadas. Este patrón es muy visible en el Norte de la provincia, donde una gran área correspondiente a Feliciano, Federal, parte de La Paz y Federación es atravesada por zonas negras correspondientes a ferrocarriles en desuso y rutas.

Por otro lado, Di Giacomo (2005) seleccionó Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (AICAs) en toda Argentina. Para Entre Ríos, seleccionó 7 AICAs y 4 Áreas de Buenos Aires que incluyen una porción de la provincia. Entre estas 7 AICAs, se incluye una extensa área en el norte llamada “Selva del Montiel” (Figura 20 - Anexo I) sobre la cuenca del arroyo Feliciano que se superpone con las APC seleccionadas para el norte de la provincia, revalorizando el área como importante para la conservación de las aves. Al mismo tiempo, Di Giacomo (2005) seleccionó un área en el Delta del río Paraná denominada Islas de Victoria (Figura 20 – Anexo I), que coincide con el área natural protegida Reserva de uso Múltiple Municipal Islas de Victoria (Figura 19 – Anexo I), revalorizando el área como prioritaria para la conservación de las aves. Por último, las AICAs propuestas para el Delta inferior y río Uruguay inferior denominadas Perdices, Ceibas y Pastizales del Ibicuy presentan solapamientos con las APC seleccionadas en el presente trabajo y por lo tanto merecen ser tenidas en cuenta al momento de realizar acciones de conservación sobre el territorio (ver Figura 20 – Anexo I).

A partir de lo expresado anteriormente, en el presente trabajo se comprobó que:

- (1) Las APs vigentes de la provincia de Entre Ríos no se superponían con las áreas más diversas según las aves raras y amenazadas estudiadas;
- (2) Todas las unidades biogeográficas que atraviesan la provincia de Entre Ríos presentaron APC revalorizando estas unidades biogeográficas;
- (3) Los diferentes métodos biogeográficos y algoritmos de optimización utilizados en el presente estudio seleccionaron APC similares, existiendo sitios consensuados por todos los métodos utilizados.
- (4) La inclusión de un índice de influencia de actividades humanas genera modificaciones importantes en la ubicación de las APC.

Resumiendo, es fundamental recalcar que conservar efectivamente la biodiversidad requiere de estudios científicos con datos empíricos para conocer cómo se distribuyen las especies (Myers y col., 2000), con el fin de evitar seleccionar y generar APs que no representen eficientemente la diversidad de una región (Soutullo y Gudynas, 2006). En nuestro país existen estudios en diferentes

provincias que han demostrado que las APs no se superponen con las áreas más diversas (Arzamendia y Giraudo, 2004; Di Giacomo y col., 2007; Etchepare y col., 2017; Fandiño y Giraudo, 2012; Giraudo, 2001; Giraudo y col., 2003; Nori y col., 2013, 2016).

A pesar de ello, el presente trabajo constituye el primero de esta índole para Entre Ríos, utilizando una poderosa combinación de técnicas ampliamente utilizadas a nivel mundial (Hannah, 2008, 2010; Carroll, 2010; Leach y col., 2013; Winiarski y col., 2014; Nori y col., 2016; Veach y col., 2017; Kukkala y Moilanen, 2017, entre otros). Lo que convierte a este estudio en un punto de partida para generar un sistema de áreas protegidas eficiente que permita mejorar y optimizar las acciones de conservación de las ESRA y amenazadas de aves que habitan Entre Ríos. Este trabajo sugiere APC de las ESRA y amenazadas minimizando conflictos con los desarrollos económicos de la región, posibilitando mayor factibilidad de gestión para tomadores de decisión, administradores de recursos naturales y biólogos de la provincia de Entre Ríos.

De esta manera, el presente estudio sugiere APC a lo largo del río Paraná, el arroyo Feliciano, sobre el delta del Paraná y extremo sur del río Uruguay y al norte del río Uruguay en el departamento Federación. Así mismo, el impacto de las actividades humanas demostró un corrimiento de algunas de las áreas seleccionadas, incluyendo áreas del Espinal reemplazando al río Paraná, del mismo modo, se mantuvieron APC del arroyo Feliciano, del Delta del Paraná y del extremo sur y norte del río Uruguay. En esta selección el corrimiento del río Paraná se debió exclusivamente a la antropización y su uso humano continuo, relegando la selección de áreas al espinal cuya antropización es menor. Estos resultados, convierten a las áreas del espinal (Don Sebastián y Selva del Montiel) en prioritarias para realizar acciones de conservación manejo y gestión, sobre todo, porque el Espinal es interrumpido por las aguas del arroyo Feliciano el cual ha sido seleccionado como APC de las ESRA y amenazadas de aves de la provincia. Al mismo tiempo se aconseja realizar acciones en el extremo norte y sur del Río Uruguay y trabajar la gestión de las APC del Delta del Paraná en conjunto con el extremo sur del río Uruguay.

Conjuntamente, las APC seleccionadas en el presente estudio, permite proteger otros elementos de la biodiversidad ya que las aves son un valioso indicador de condición ambiental con una historia natural relativamente conocida, presentan facilidad para ser estudiadas y a un importante desarrollo metodológico respecto a otros grupos (Louette y col. 1995; Giraudo y col., 2003), convirtiendo las APC seleccionadas en las piedras angulares que permitirán proteger efectivamente la biodiversidad que habita en la provincia de Entre Ríos.

12. Bibliografía

- E Abadie (1987) Observaciones sobre aves del sur de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 15 (4): 9–10.
- E Abadie (1993) Aves nuevas o pocos comunes de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 29: 31.
- CS Abdala, JL Acosta, JC Acosta, BB Álvarez, F Arias, LJ Ávila, GM Blanco, M Bonino, JM Boretto, G Brancatelli, MG Bretman, MR Cabrera, S Cairo, V Corbalán, A Hernando, NR Ibargüengoytía, F Kacolis, A Laspiur, R Montero, M Morando, N Pelegrini, C Hernán, F Pérez, AS Quinteros, RV Semhan, ME Tedesco, L Vega, SM Zalba (2012) Categorización del estado de conservación de los lagartos y anfisbenas de la República Argentina. *Cuad herpetol* 26 (1): 215–247.
- FG Aceñolaza (2008) Temas de la biodiversidad del litoral fluvial argentino III. *INSUGEO, Miscelánea*, 12: 11-18.
- P Acevedo, A Jiménez-Valverde, JM Lobo, R Real, (2012) Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *J Biogeogr* 39: 1383-1390.
- P Acevedo, R Real (2012) Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften* 99: 515-22.
- Administración Parques Nacionales (2017) <https://www.parquesnacionales.gob.ar/areas-protegidas/region-centro-este/pn-elpalmar>.
- Administración Parques Nacionales (2017) <https://www.parquesnacionales.gob.ar/areas-protegidas/region-centro-este/pn-predelta>.
- ME Aiello-Lammens, RA Boria, A Radosavljevic, B Vilela, RP Anderson (2015) spThin: An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography* 38: 541–545.
- FS Albuquerque, P Beier (2015) Rarity-weighted richness: A simple and reliable alternative to integer programming and heuristic algorithms for minimum set and maximum coverage problems in conservation planning. *PLoS ONE* 10: 1–7.
- FS Albuquerque, P Beier (2016) Predicted rarity-weighted richness, a new tool to prioritize sites for species representation. *Ecol Evolut* 6: 8107–8114.
- FS Albuquerque, A Gregory (2017) The geography of hotspots of rarity-weighted richness of birds and their coverage by Natura 2000. *PLoS ONE* 12: 1–13.
- J Alonso (2008) Inventario de las Aves del Parque Nacional Pre-Delta. 1a ed. Buenos Aires: *Administración de Parques Nacionales*. p. 1-96.
- H Alvarado, J La Grotteria (2011) Expansión del picapalo colorado (*Campylorhamphus trochilirostris*) hasta el límite austral del bosque en galería sobre el Río Paraná en la provincia de Entre Ríos. *Ecorgistros revista* 1 (5): 12–15.
- RP Anderson, A Raza (2010) The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *J Biogeog* 37: 1378–1393.

- RP Anderson, I Gonzalez (2011) Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecol Model* 222: 2796-2811.
- MJ Apodaca, JV Crisci, L Katinas (2015), Capítulo 1 - Las provincias fitogeográficas de la República Argentina: definición y sus principales áreas protegidas, En: *El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina I Roberto de Ruyver*, (Ed: RA Casas y GF Albarracín), Dunken, p. 79-101.
- M Araújo, W Thuiller, P Williams, I Reginster (2005) Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning. *Glob Ecol Biogeo* 14: 17-30.
- JI Areta, A Bodrati, P Grilli (2004) Primeros registros del picaflor vientre negro (*Anthracothonax nigricollis*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 48 (2): 20–21.
- M Arturi (2006), Capítulo 6 - Situación ambiental en la Ecoregión Espinal. En: *La situación ambiental argentina*, (Ed: A Brown, U Martinez Ortiz, M Acerbi, J Corchera), Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, p. 241-246.
- V Arzamendia, AR Giraudo (2004) Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Rev Chil Histor Natur* 77 (2): 335 -348.
- V Arzamendia, AR Giraudo (2009) Influence of large South American rivers of the Plata Basin on distributional patterns of tropical snakes: a panbiogeographical analysis. *J Biogeogr* 36: 1739–1749.
- V Arzamendia, AR Giraudo (2012) A panbiogeographical model to prioritize areas for conservation along large rivers. *Divers Distrib* 18 (1): 168–179.
- V Arzamendia, AR Giraudo, GP Bellini (2015) Relaciones biogeográficas de los grandes ríos de la cuenca del Plata basadas en ensambles de serpientes. *Rev Mex Biodivers* 86: 674–684.
- Aves Argentinas (2009) Lista de las Aves de la Estancia y Reserva "El Potreto de San Lorenzo". Aves Argentinas/AOP. Buenos Aires.
- F Azara (1998) “Viajes por la América meridional”. Tomo 1. Ed: El Elefante Blanco (Buenos Aires), p. 1 – 238.
- M Babarskas, R Fraga (1998) Actualizando la distribución de la Pajonalera Pico Recto *Limnodynastes rectirostris* en la provincia de Entre Ríos. *Cotinga* 10: 79-81.
- JC Báez, S García-Barcelona, M Mendoza, JM Ortiz de Urbina, R Real, D Macías, (2014) Cory's shearwater by-catch in the Mediterranean Spanish commercial longline fishery: implications for management. *Biodivers Conserv* 23: 661–681.
- M Barbet-Massin, W Thuiller, F Jiguet (2010) How much do we overestimate local extinction rates when restricting the range of occurrence data in climate suitability models? *Ecography* 33: 878–886.

- WT Bean, R Stafford, JS Brashares (2012) The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography* 35: 250-258.
- AH Beltzer (1980) Contribución al conocimiento de las aves de Entre Ríos. Clave para la identificación de lechuzas (Strigiformes: Tytonidae y Strigidae). *Rev Asoc Cienc Nat Litoral* 11 (1): 85–91.
- AH Beltzer, M Ríos de Salusso, EH Bucher (1988) Alimentación del Ñacunda (*Podger nacunda*) en Paraná (entre Ríos). *Hornero* 13 (1): 47-52.
- AH Beltzer, PA Collins, MA Quiroga (2006) Atlas Ornitogeográfico de la provincia de Entre Ríos. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*. INALI - CERIDE–CONICET. Serie Climax, p. 230.
- A Berduc, PL Bierig, AV Donello, CH Walker (2010) Trabajo completo Lista actualizada y análisis preliminar del uso de hábitat de medianos y grandes mamíferos en un área natural protegida del espinal con invasión de leñosas exóticas, Entre Ríos, Argentina. *FABICIB* 14: 9–27
- I Berkunsky, RA Ruggera, R Aramburú, JC Reboreda (2012) Principales amenazas para la conservación del loro hablador (*Amazona aestiva*) en la Región del Impenetrable, Argentina. *Hornero* 27 (1): 39–49.
- LM Bini, JAF Diniz-Filho, TLFVB Rangel, RP Bastos, MP Pinto (2006) Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Divers Distrib* 12: 475–482.
- NA Bó (1956) Algunas observaciones sobre la nidificación del Cuaco. *Hornero* 10 (2):174-175.
- RF Bó y RD Quintana (1999) Actividades humanas y biodiversidad en humedales: el caso del Bajo Delta del Río Paraná. En: S. D. Matteucci, O. T. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (Eds.), Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica: 291- 315. EUDEBA, Colección CEA, Buenos Aires.
- RF Bó, RD Quintana, AI Malvárez (2002), Capítulo 2 – El uso de las aves acuáticas en la región del Delta del río Paraná, En: *Primer Taller sobre la caza de Aves Acuáticas. Hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales*, (Ed: BDEJ Beltrán, V de la Balze), Wetlands International, Buenos Aires p. 93-106.
- E Borodowski (2006) Álamos y sauces en el Delta del Paraná: situación del sector y silvicultura. Actas de las I Jornadas Argentinas de Salicáceas. Buenos Aires. Argentina.
- A Bodrati, E Sierra (2008) Nuevos aportes sobre la colonización austral del pepitero verdoso (*Saltator similis*) en las Provincias de Buenos Aires y Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 53 (1): 29–30.
- AA Bonetto (1986), Chapter 10 - The Paraná River System. En: *The Ecology of River Systems*, (Ed: B Davies, KF Walker), Dr. Junk Publications, The Netherland, p. 541-556.

- G Bonomi, H Dri, G Berterame (2017) Primer registro de Saí Común (*Conirostrum speciosum*) para la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ecoregistros Revista* 7: 5–7.
- MS Boyce, PR Vernier, SE Nielsen, FKA Schmiegelow (2002) Evaluating resource selection functions. *Ecol Model* 157: 281–300.
- FT Breiner, A Guisan, A Bergamini, MP Nobis (2015) Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. *Methods Ecol Evol* 6: 1210–1218.
- TM Brooks, M Bakarr, T Boucher, GAB Da Fonseca, C Hilton-Taylor, JM Hoekstra, SN Stuart, (2004) Coverage provided by the global protected area system: Is it enough? *BioScience* 54(12): 1081–1091.
- JH Brown (1995) Macroecology. *University of Chicago Press, Chicago*. p. 270.
- AO Brown, S Pacheco (2005) "Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina". En: *La situación ambiental argentina*, (Ed: A Brown, U Martinez Ortiz, M Acerbi, J Corchera), Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, p. 28-31.
- AG Bruner, RE Gullison, RE Rice, GAB da Fonseca (2001) Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science* 291: 125-128.
- A Brunetti, A Mouchard, C Coulon, E Haene (1991) El Anambé verdoso (*Pachyramphus viridis*) en el sur de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 25 (1): 27.
- R Burkart, N Bárbaro, R Sánchez, D Gómez (1999) Eco-Regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales (APN). Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible, Presidencia de la Nación Argentina, p. 44.
- SHM Butchart, M Walpole, B Collen, A van Strien, JPW Scharlemann, REA Almond, JEM Baillie, B Bomhard, C Brown, J Bruno, KE Carpenter, GM Carr, J Chanson, AM Chenery, J Csirke, NC Davidson, F Dentener, M Foster, A Galli, JN Galloway, P Genovesi, RD Gregory, M Hockings, V Kapos, JF Lamarque, F Leverington, J Loh, MA McGeoch, L McRae, A Minasyan, MH Morcillo, TEE Oldfield, D Pauly, S Quader, C Revenga, JR Sauer, B Skolnik, D Spear, D Stanwell-Smith, SN Stuart, A Symes, M Tierney, TD Tyrrell, JC Vié, R Watson (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168.
- AL Cabrera (1958) Catálogo de los mamíferos de América del Sur. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"* 4 (1): 1–308.
- AL Cabrera (1971) Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14 (1-2): 1-43.
- AL Cabrera (1976) Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia. Argentina. *Agricultura y Jardinería* 1 (1): 1–85.
- AL Cabrera (1994) Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. 2° Ed, 1° Reimpresión, ACME. Buenos Aires.
- AR Camperi (1992) Estudio de una colección de aves de la provincia de Entre Ríos. *Hornero* 13 (3): 225-229.

- S Canavelli, ME Zaccagnini (1998) Plaguicida y vida silvestre. Mortandad de Aves de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 38: 3-4.
- S Canavelli, ME Zaccagnini, J Torresin, N Calamari, M Ducommun, P Capllonch (2004) Monitoreo extensivo de aves en el Centro-sur de Entre Ríos. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino. *INSUGEO, Miscelánea* 12: 349 – 362.
- P Canaveri, G. Castro, M. Sallaberry, and LG Naranjo (2001) Guía de los chorlos y playeros de la región Neotropical. En: *Humedales para las Américas y Manomet Conservation Science, Asociación Calidris*, (Ed: American Bird Conservancy) WWF-US, p. 141.
- P Cantador (2014) Primer registro de burrito pico rojo (*Neocrex erythrops*) para la provincia de Entre Ríos. *Ecoregistros Revista* 4 (1): 1–3.
- C Carroll (2010) Role of climatic niche models in focal-species-based conservation planning: assessing potential effects of climate change on Northern Spotted Owl in the Pacific Northwest, USA. *Biol Conserv* 143: 1432–1437.
- LA Cavieres, MTK Arroyo, P Posadas, C Marticorena, O Matthei, R Rodríguez, FA Squeo, G Arancio (2002) Identification of priority areas for conservation in an arid zone: Application of parsimony analysis of endemism in the vascular flora of the Antofagasta region, northern Chile. *Biodivers Conserv*, 11: 1301-1311.
- G Ceballos (2007) Conservation priorities of Mexican mammals: protected species and reserve networks. *Ecol Appl* 17: 569-578.
- G Ceballos, PR Ehrlich (2006) Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *P Natl Acad Sci Usa* 103 (51): 19374–19379.
- G Ceballos, A Garcia, PR Ehrlich (2010) The sixth extinction crisis: loss of animal populations and species. *J Cosmology* 8: 1.821-1.831.
- G Ceballos, P Ortega-Baes (2011), Capítulo 6 - La sexta extinción: la pérdida de especies y poblaciones en el Neotrópico, En: *Conservación Biológica: Perspectivas de Latinoamérica*. (Ed: J Simonetti, R Dirzo), Editorial Universitaria, Chile, p. 95-108.
- Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas – INDEC- (2010) Instituto Geográfico Nacional (IGN) e INDEC, datos de superficie. <http://www.sig.indec.gov.ar/censo2010/>.
- KMA Chan, MR Shaw, DR Cameron, EC Underwood, GC Daily (2006) Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol* 4 (11): 2138–2152
- S Chape, J Harrison, M Spalding, I Lysenko (2005) Measuring the extent and effectiveness of Protected Areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philos Trans R Soc B: Biol Sci* 360: 443–455.
- JC Chebez (2008) Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 2. *Albatros, Buenos Aires*, p, 416.
- JC Chebez, NS Morandeira (2007) - Parque Nacional El Palmar. En: *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación* 5, (Ed: AS Di Giacomo, MV De

- Francesco, EG Coconier), Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, p. 168-170.
- C Chehébar, A Novaro, G Iglesias, S Walker, M Funes, M Tammone, K Didier (2013) Identificación de áreas de importancia para la biodiversidad en la estepa y el monte de Patagonia 111.
 - S Clergeau, J Croci, ML Jokimäki, J Kuisanlahti-Jokimäki, M Dinetti (2006) Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biol Conserv* 127: 336–344.
 - M Codesido, RM Fraga (2009) Distribution of threatened grassland passerines of Paraguay, Argentina and Uruguay, with new locality records and notes on their natural history and habitat. *Ornitol Neotrop* 20: 585-595.
 - Consejo Federal de Medio Ambiente (2013) Resolución Nro: 269/2013, Apruébese el Marco Estatutario del Sistema Federal de Áreas Protegidas (SIFAP) (Resolución Nro 70/2003).
 - Consultora Victor Baradacco (2012) Diagnóstico ambiental de la provincia de Entre Ríos. Estudios y proyectos provinciales, Buenos Aires, p. 94.
 - R Contreras Medina (2006) Los métodos de análisis biogeográficos y su aplicación a la distribución de las gimnospermas en México. *Interciencia* 31: 176-182.
 - GC Costa, C Nogueira, RB Machado, GR Colli (2009) Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodivers Conserv* 19:883-899.
 - B Csuti, S Polasky, PH Williams, RL Pressey, JD Camm, M Kershaw, R Kiester, B Downs, R Hamilton, M Huso, H Sahr (1997) A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biol Conserv* 80: 83–97.
 - MR De la Peña (1996) Nuevos registros o aves poco citadas para las provincias de Santa Fe y Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 14 (3): 87–89.
 - MR De la Peña (1997) Lista y Distribución de las aves de Santa Fe y Entre Ríos. Lola. Buenos Aires. p. 126.
 - MR De la Peña (2012) Distribución y citas de aves de Entre Ríos. Ediciones Biológica, Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N°6. Santa Fe, Argentina, p. 206.
 - MR De la Peña (2013) Citas, observaciones y distribución de Aves Argentinas. Edición ampliada. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 7, Ediciones Biológica, pp. 786.
 - ER De Lucca (1992) Nidificación del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en nidos de cotorra (*Myiopsitta monachus*). Comunicaciones. *Hornero* 13: 238-240.
 - V Deblauwe, V Droissart, R Bose, B Sonké, A Blach-Overgaard, JC Svenning, JJ Wieringa, BR Ramesh, T Stuvart, TLP Couvreur (2016) Remotely sensed temperature and precipitation data improve species distribution modelling in the tropics. *Global Ecol Biogeogr* 25: 443–454.

- E Dinerstein, DM Olson, DJ Graham, AL Webster, SA Primm, MP Bookbinder, G Ledec (1995) Una Evaluación del Estado de Conservación de las Eco-regiones Terrestres de América Latina y el Caribe. Banco Mundial. Washington DC, USA.
- JAF Diniz-Filho, LM Bini, P Pinto, TFLVB Rangel, P Carvalho, RP Bastos (2006) Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecol* 29: 9-15.
- JAF Diniz-Filho, LM Bini, P Pinto, TFLVB Rangel, P Carvalho, SL Vieira, RP Bastos (2007) Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. *Biodivers Conserv*, 16: 997-1008.
- JAF Diniz-Filho, LM Bini, CM Vieira, MC Souza, RP Bastos, D Brandão, LG Oliveira (2004) Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia* 25: 63-75.
- V Di Cola, O Broennimann, B Petitpierre, FT Breiner, M D'amen, C Randin, R Engler, J Pottier, D Pio, A Dibuis, A Pellissier, RG Mateo, W Hordijk, N Salamin, A Guisan (2016) ecospat: an R package to support spatial analysis and modeling of species niche and distribution. *Ecography* 40: 774-787.
- AS Di Giacomo (2005) Conservación de aves en Entre Ríos. En: *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad, Temas de Naturaleza y Conservación 5*. (Ed: AS Di Giacomo), Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, p. 498.
- AS Di Giacomo, AG Di Giacomo (2004) Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. *Ornitol Neotrop* 15: 145-157.
- AS Di Giacomo, MV De Francesco, EG Coconier (2007) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios Prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Temas de Naturaleza y Conservación 5*:1-514. CDRom. Aves Argentinas/Asociación ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- E Di Minin, V Veatch, J Lehtomaki, FM Pouzols, A Moilanen (2014) A quick introduction to Zonation. Unigrafia OY, Helsinki.
- R Dobrovolski, RD Loyola, F Guilhaumon, SF Gouveia, JAF Diniz-Filho (2013) Global agricultural expansion and carnivore conservation biogeography. *Biol Conserv* 165: 162–170.
- CF Dormann, JM McPherson, MB Araújo, R Bivand, J Bolliger, G Carl, RG Davies, A Hirzel, W Jetz, WD Kissling, I Kuehn, R Ohlemueller, PR Peres-Neto, B Reineking, B Schroeder, FM Schurr, R Wilson (2007) Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609–628.
- CF Dormann, J Elith, S Bacher, C Buchmann, G Carl, G Carre, JR Garcia Marquez, B Gruber, B Lafourcade, PJ Leitao, T Münkemüller, C McClean, PE Osborne, B Reineking, B

- Schröder, AK Skidmore, D Zurell, S Lautenbach (2012) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27–46.
- LE Drabble (1953) Notas sobre nidos observados en Entre Ríos. *Hornero* 10 (1):81.
 - RY Duan, XQ Kong, MY Huang, WY Fan, ZG Wang (2014) The predictive performance and stability of six species distribution models. *PloS one* 9 (11): e112764.
 - N Dudley (2008) Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. UICN, p. 96.
 - J Elith, H Graham, RP Anderson, M Dudík, S Ferrier, A Guisan, RJ Hijmans, F Huettmann, JR Leathwick, A Lehmann, J Li, LG Lohmann, BA Loiselle, G Manion, C Moritz, M Nakamura, Y Nakazawa, JMcC Overton, AT Peterson, SJ Phillips, KS Richardson, R Scachetti-Pereira, RE Schapire, J Soberón, S Williams, MS Wisz, NE Zimmermann (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
 - J Elith, CH Graham (2009) Do they? How do they? WHY do they differ? on finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66–77.
 - J Elith, J Leathwick (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annu Rev Ecol Evol S* 40: 677–697.
 - J Elith, M Kearney, S Phillips (2010) The art of modelling range-shifting species. *Methods Ecol Evol* 1: 330–342.
 - J Elith, SJ Phillips, T Hastie, M Dudík, YE Chee, CJ Yates (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologist. *Divers Distrib* 17: 43–57.
 - T Escalante (2016) Biogeografía de la conservación : prioridades y desafíos. *Biogeografía* 8: 36-44.
 - EG Etchepare, AR Giraudo, V Arzamendia, GP Bellini, BB Álvarez (2017) Eficiencia de las unidades de conservación definidas en la Reserva Natural Iberá (Argentina) en la protección de la diversidad de reptiles. *Iheringia Série Zoologia* 107: 1–11.
 - FV Faleiro, RB Machado, RD Loyola (2013) Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biol Conserv* 158: 248–257.
 - B Fandiño, AR Giraudo (2012) Un análisis biogeográfico de la composición y distribución de la avifauna de Santa Fe, Argentina. *Ornitol Neotrop* 23 (4): 467-488.
 - TG Farr, PA Rosen, E Caro, R Crippen, R Duren, S Hensley, M Kobrick, M Paller, E Rodriguez, L Roth, D Seal, S Shaffer, J Shimada, J Umland, M Werner, M Oskin, D Burbank, D Alsdorf (2007) The Shuttle Radar Topography Mission, *Rev Geophys* 45: 1-33
 - JL Fernández Guaraz (2013) Nuevos registros de cuclillo pico amarillo (*Coccyzus americanus*) para la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ecoregistros Revista* 3 (8): 33–35.
 - C Ferrari, C Henchke (1997) El halconcito gris (*Spiziapterix circumcinctus*) en la Isla Martin García, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Nuestras Aves* 36: 5.

- J Fjeldsá, N Krabbe (1990) Birds of the high Andes. Zoological Museum, University of Copenhagen and Apollo Books, Svendborg.
- J Fjeldsá (2000) The relevance of systematics in choosing priority areas for global conservation. *Environ Conserv*, 27(1): 67-75.
- JR Figueroa (2005) Valoración de la biodiversidad: perspectiva de la economía ambiental y la economía ecológica. *Interciencia* 30 (2): 103-107.
- E Fleishman, RF Noss, BR Noon (2006) Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecol Indic* 6: 543–553.
- RM Fraga (1983) Conducta vocal y reproductiva de la yerutí común (*Leptotila verreauxi*) en Lobos, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 12 (2): 89-95.
- RM Fraga (2003) Distribution, natural history and conservation of the Black-and-white monjita (*Heteroxolmis dominicana*) in Argentina, a species vulnerable to extinction. *Ornitol Neotrop* 14: 145-156.
- RM Fraga, H. Casañas, G. Pugnali (1998) Natural history and conservation of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conservation International* 8: 255-267.
- J Franklin (2009) Mapping species distributions. Spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, p. 320.
- MA Freiberg (1939) Enumeración sistemática de los Reptiles de Entre Ríos y lista de los ejemplares que lo representan en el Museo de Entre Ríos. *Memorias del Museo de Entre Ríos* 11: 3-28. MA Freiberg (1943) Enumeración sistemática de las aves de Entre Ríos y lista de ejemplares representados en el Museo de Entre Ríos. *Memorias Museo de Entre Ríos* 77 (1): 1–110.
- VA Funk, KS Richardson (2002) Systematic data in biodiversity studies: use it or lose it. *Syst Biol*, 51(2):303-316.
- CA Galliari, FJ Goin (1993) Conservación de la Biodiversidad en la Argentina: el caso de los Mamíferos, En: *Elementos de Política Ambiental*, (Ed: F Goin, R Goñi), Honorable Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires, p. 400.
- U Gärdenfors, C Hilton-Taylor, GM Mace, JP Rodríguez (2001) The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conserv Biol* 15: 1206–1212.
- KJ Gaston (1994) Rarity. Chapman and Hall, London, UK. 13: 535-542.
- KJ Gaston (2003) The Structure and Dynamics of Geographic Ranges. Oxford University Press, Oxford, 280 p.
- FR Gehlbach (1975) Investigation, evaluation and priority ranking of natural areas. *Biol Conserv* 8: 79-88.
- J Geldmann, M Barnes, L Coad, ID Craigie, M Hockings, ND Burgess (2013) Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biol Conserv* 161: 230-238.

- TC Giarla, SA Jansa (2014) The role of physical geography and habitat type in shaping the biogeographical history of a recent radiation of Neotropical marsupials (Thylamys: Didelphidae). *J Biogeogr* 41:1547–1558.
- AR Giraudo, E Krauczuk, V Arzamendia, H Povedano (2003) Chapter 3 - Critical Analysis of Protected Areas in the Atlantic Forest of Argentina, En: *Atlantic Forest of the South America*, (Ed: C Galindo Leal, I Camara), Washington D. C., Biodiversity status, threats and outlook CABS y Island Press, p. 160-180.
- AR Giraudo, V Arzamendia (2004) ¿Son las planicies fluviales de la Cuenca del Plata, corredores de biodiversidad? Los vertebrados amniotas como ejemplo. Pp: 157-170, en: Neiff, J. J. (editor). Humedales de Iberoamérica. CYTED, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo - Red Iberoamericana de Humedales (RIHU). La Habana, Cuba. ISBN 959-270-036-2.
- AR Giraudo, A Bortoluzzi, V Arzamendia (2006) Fauna de vertebrados tetrápodos de la reserva y Sitio Ramsar Esteros del Iberá: Análisis de su composición y nuevos registros para especies amenazadas. *Natura Neotropicalis* 37: 1-20.
- AR Giraudo (2008) Sitio Ramsar Jaaukanigás: Biodiversidad, Aspectos Socioculturales y Conservación (Río Paraná, Santa Fe, Argentina). 2da. Edición. *Climax N°14, Asoc Cienc Nat Litoral*, Comité Intersectorial de Manejo del Sitio Ramsar Jaaukanigás. p. 145.
- AR Giraudo, V Arzamendia, G Bellini (2011) Las especies amenazadas como hipótesis: problemas y sesgos en su categorización ejemplificados con las serpientes de la Argentina. *Cuadernos de herpetología* 25(2): 43-54.
- AR Giraudo, V Arzamendia, GP Bellini, CA Bessa, CC Calamante, G Cardozo, M Chiaraviglio, MB Costanzo, EG Etchepare, V Di Cola, DO Di Pietro, S Kretzschmar, S Palomas, SJ Nenda, PC Rivera, ME Rodriguez, GJ Scrocchi, JD Williams (2012) Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. *Cuad Herpetol* 26 (1): 303-326.
- AR Giraudo, V Arzamendia (2017) Descriptive bioregionalisation and conservation biogeography: what is the true bioregional representativeness of protected areas? *Australian Systematic Botany. Aust Syst Bot* (En prensa).
- M Gogol-Prokurat (2011) Predicting habitat suitability for rare plants at local spatial scales using a species distribution model. *Ecol Appl* 21: 33–47.
- FB Goldsmith (1975) The evaluation of ecological resources in the countryside for conservation purposes. *Biol Conserv* 8: 89-96.
- CL Gray, SLL Hill, T Newbold, LN Hudson, L Börger, S Contu, AJ Hoskins, S Ferrier, A Purvis, JPW Scharlemann (2016) Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nat Commun* 7: 12306.
- JR Grehan (1993) Conservation biogeography and the biodiversity crisis: a global problema in space/time. *Biodiversity Letters* 1: 134-140.

- G Guillera-Aroita, JJ Lahoz-Monfort, J Elith, A Gordon, H Kujala, PE Lentini, MA Mccarthy, R Tingley, BA Wintle (2015) Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecol Biogeogr* 24: 276–292.
- A Guisan, NE Zimmermann (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecolog Model* 135: 147-186.
- A Guisan, W Thuiller (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8: 993-1009.
- A Guisan, A Lehmann, S Ferrier, M Austin, JM Overton, R Aspinall, T Hastie (2006) Making better biogeographical predictions of species' distributions. *J Appl Ecol* 43: 386-392.
- A Guisan, R Tingley, JB Baumgartner, I Naujokaitis-Lewis, PR Sutcliffe, AIT Tulloch, TJ Regan, L Brotons, E Mcdonald-Madden, C Mantyka-Pringle, TG Martin, JR Rhodes, R Maggini, SA Setterfield, J Elith, MW Schwartz, BA Wintle, O Broennimann, M Austin, S Ferrier, MR Kearney, HP Possingham, YM Buckley (2013) Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecol Lett* 16: 1424–1435.
- E Haene (1988) En Banco Caraballo. *Nuestras Aves* 17: 27-29.
- L Hannah (2008) Protected Areas and climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 201–212.
- L Hannah (2010) A global conservation system for climate-change adaptation. *Conserv Biol* 24: 70–77.
- S Harrison, HD Safford, JB Grace, JH Viers, KF Davies (2006) Regional and local species richness in an insular environment: serpentine plants in california. *Ecol Monogr* 76: 41–56.
- DR Helliwell (1971) A methodology for the assessment of priorities and values in nature conservation. *Merlewood Research y Development Paper*, 28-35.
- DR Helliwell (1976) The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. *J Biogeogr* 3:407-16.
- PA Hernandez, CH Graham, LL Master, DL Albert (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 5: 773–785.
- AJ Higgs (1981) Island biogeography theory and nature reserve design. *J Biogeogr* 8: 117-124.
- ARJ Hijmans, SE Cameron, JL Parra, PG Jones, A Jarvis (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25: 1965–1978.
- ARJ Hijmans, L Guarino, P Mathur (2012) DIVA-GIS Version 7.5 Manual. University of California US. p. 71.
- ARJ Hijmans, S Phillips, J Leathwick, J Elith, (2017) Species Distribution Modeling, Package “dismo”. p. 68.
- ARJ Hijmans, J van Etten, J Cheng, M Mattiuzzi, M Sumner, JA Greenberg, O Lamigueiro, A Bevan, E Racine, A Shortridge (2016) Package “raster”. CRAN -R.2.5-8.

- AH Hirzel, G Le Lay, V Helfer, C Randin, A Guisan (2006) Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecol Model* 199: 142–152.
- PAR Hockey, MB Branch (1994) Conserving marine biodiversity on the African coast: implications of a terrestrial perspective. *Aquat Conserv* 4: 345–362.
- DU Hooper, EC Adair, BJ Cardinale, JEK Byrnes, BA Hungate, KL Matulich, A Gonzalez, JE Duffy, L Gamfeldt, MI O'Connor, (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486: 105–108.
- J Hortal, PAV Borges, C Gaspar (2006) Evaluating the performance of species richness estimators: Sensitivity to sample grain size. *J Anim Ecol* 75: 274–287.
- J Hortal, A Jiménez-Valverde, JF Gómez, JM Lobo (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *OIKOS* 117 (6): 847–858.
- CS Jarnevich, TJ Stohlgren, S Kumar, JT Morisette, TR Holcombe (2015) Caveats for correlative species distribution modeling. *Ecol Inform* 29: 6–15.
- CN Jenkins, L Joppa (2009) Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biol Conserv* 142: 2166–2174.
- CN Jenkins, SL Pimm, LN Joppa (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *P Natl Acad Sci Usa* 110 (28): E2602–E2610.
- A Jiménez-Valverde, A Lira-Noriega, N Barve, SP Maher, Y Nakazawa, M Papes, J Soberón, J Sukumaran, AT Peterson (2011) Dominant climate influences on North American birds. *Global Ecol Biogeogr* 20: 114–118
- A Jiménez-Valverde, P Acevedo, AM Barbosa, JM Lobo, R Real (2013) Discrimination capacity in species distribution models depends on the representativeness of the environmental domain. *Global Ecol Biogeogr* 22(4): 508–516.
- JC Johow (2000) Primer registro de *Pheucticus aureoventris* (PASSERIFORMES, EMBERIZIDAE) para Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 7:34.
- LN Joppa, A Pfaff (2009) High and far: biases in the location of protected areas. *PloS One* 4 (12): e8273.
- A Joonas, D Ortiz (2009) Primer registro documentado de la Saíra Castaña (*Tangara preciosa*) para Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 54: 42–43.
- J Justus, S Sarkar (2002) The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: A preliminary history. *J Bioscience* 27(4): 421–435.
- V Kati, P Devillers, M Dufrêne, A Legakis, D Vokou, P Lebrun (2004) Hotspots, complementarity or representativeness? Designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biol Conserv* 120 (4): 471–480.
- C Kelley, J Garson A Aggarwal, S Sarkar (2002) Place prioritization for biodiversity reserve network design: a comparison of the SiTeS and resnet software packages for coverage and efficiency. *Divers Distrib*, 8: 297–306.
- JF Klimaitis (1977) De mi libreta de apuntes. *Hornero* 11 (5): 417.

- JF Klimaitis, F Moschine (1984) Nidificación asociada de Charadriiformes. *Hornero* 3: 197-202.
- JF Klimaitis (1986) Un Nido dentro de una flor. *Nuestras Aves* 11: 24-25.
- S Kramer-Schadt, J Niedballa, JD Pilgrim, B Schröder, J Lindenborn, V Reinfelder, M Stillfried, I Heckmann, AK Scharf, DM Augeri, SM Cheyne, AJ Hearn, J Ross, DW Macdonald, J Mathai, J Eaton, AJ Marshall, G Semiadi, R Rustam, H Bernard, R Alfred, H Samejima, JW Duckworth, C Breitenmoser-Wuersten, JL Belant, H Hofer, A Wilting (2013) The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Divers Distrib* 19: 1366–1379.
- H Kreft, W Jetz (2010) A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions *J Biogeogr*, 37(11): 2029-2053.
- C Kremen, A Cameron, A Moilanen, SJ Phillips, CD Thomas, H Beentje, J Dransfield, B Fisher, F Glaw, TC Good, G Harper, R Hijmans, D Lees, E Louis, R Nussbaum, C Raxworthy, A Razafimpahanana, G Schatz, M Vences, D Vieites, P Wright, M Zjhra, (2008) Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science* 320: 222-226.
- AS Kukkala, A Moilanen (2017) Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology* 32: 5–14.
- EO Lavilla (2004) Economía, educación y conservación: El costo de nuestra ignorancia. *Natura Neotropicalis* 33 (1 y 2): 95-101
- K Leach, S Zalut, F Gilbert, (2013) Egypt's Protected Area network under future climate change. *Biol Conserv* 159: 490–500.
- JR Leathwick, A Moilanen, S Ferrier, K Julian (2010) Community-level conservation prioritization and its application to riverine ecosystems. *Biol Conserv* 143: 984– 991.
- Legislatura de Entre Ríos (1995) Ley de Áreas Naturales Protegidas N° 8967, Bol. Ofic. N° 20 965-242/95. p. 6.
- RP Leitão, J Zuanon, S Villéger, SE Williams, C Baraloto, C Fortunel, FP Mendonca, D Mouillot (2016) Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proc R Soc B*, p. 283.
- AS Lewandowski, RF Noss y DR Parsons (2010) The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conserv Biol* 24: 1367–1377.
- JM Lobo, A Jiménez-Valverde, R Real (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecol Biogeogr* 17: 145–151.
- JM Lobo, A Jiménez-Valverde, J Hortal (2010) The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*, 33: 103–114.
- JL Lockwood, MF Hoopes, MP Marchetti (2007) Invasion ecology. Blackwell Publishing, Oxford. p. 304.

- BA Loiselle, CA Howell, CH Graham, JM Goerck T Brooks, KG Smith, PH Williams (2003) Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conserv Biol* 17(6): 1591-1600.
- A Lomba, L Pellissier, C Randin, J Vicente, F Moreira, J Honrado, A Guisan (2013) Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biol Conserv* 143: 2647–2657.
- MV Lomolino (1994) An evaluation of alternative strategies for building networks of nature reserves. *Biol Conserv* 69: 243-249.
- B López-Lanús, P Grilli, E Coconier, A Di Giacomo, R Banchs (2008) Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe de Aves Argentinas /AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina. p. 64.
- C Loucks, TH Ricketts, R Naidoo, J Lamoreux, J Hoekstra (2008) Explaining the global pattern of protected area coverage: relative importance of vertebrate biodiversity, human activities and agricultural suitability. *J Biogeogr* 35: 1337– 1348.
- M Louette, L Bijmens, D Upoki Agenongá, RC Fotso (1995) The utility of birds as bioindicators: case studies in equatorial Africa. *Belg J Zool* 125 (1): 157-165.
- RD Loyola, U Kubota, GAB da Fonseca, TM Lewinsohn (2009) Key neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodivers Conserv* 18: 2017–2031.
- RD Loyola, U Kubota, TM Lewinson (2007) Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Divers Distrib* 13: 389-396.
- F Lucero (2012) Nuevos registros y distribuciones de aves para la provincia de San Juan, Mendoza y la Rioja. Parte II. *Nótulas faunísticas*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara 97: 1-10.
- JJ Maceda (2007) Biología y conservación del águila coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) en Argentina. *Hornero* 22 (2): 159–171.
- D Medan, JP Torretta, K Hodara, EB de la Fuente, NH Montaldo (2011) Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodivers Conserv* 20: 3077–3100.
- G Marateo, H Povedano, J Alonso (2009) Inventario de las aves del Parque Nacional El Palmar, Argentina. *Cotinga* 31 (1): 47–60.
- A Marcer, L Sáez, R Molowny-Horas, X Pons, J Pino (2013) Using species distribution modelling to disentangle realised versus potential distributions for rare species conservation. *Biol Conserv* 166: 221–230.
- ZY Marchetti, AR Giraudo, CG Ramonell, IM Barberis (2013), Sistema 3º: Humedales del río Paraná con grandes lagunas, En: *Inventario de los humedales de Argentina: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná Paraguay*. Buenos Aires, (Ed: ZY

- Marchetti), Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Argentina, p. 187-198.
- CR Margules, RL Pressey (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
 - CR Margules, RL Pressey, PH Williams (2002) Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *J biosciences* 27 (4): 309-326.
 - C Margules, MB Usher (1981) Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review. *Biol Conserv* 21: 79-109.
 - C Margules, AJ Higgs, RW Rare (1982) Modern biogeographic theory: Are there any lessons for nature reserve design? *Biol Conserv* 24: 15-28.
 - R Mateo, A Felicísimo, J Muñoz (2011) Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Rev Chil Hist Nat* 84: 217-240.
 - M Méndez Iglesias (2003) Avances en los métodos para la selección de reservas naturales ornitológicas. *El Draque* 4: 243-257.
 - C Merow, AM Wilson, W Jetz (2016) Integrating occurrence data and expert maps for improved species range predictions. *Global Ecol Biogeogr* 26: 243–258.
 - R Meyer de Schauensee (1982) A guide to the birds of south America. *Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, Philadelphia, p. 498
 - J Milat, F Moschione, J Klimaitis (1985) Azor variado, Tachuri coludo y Anó Grande en Entre Ríos. *Nuestras Aves* 6: 6-8.
 - A Moilanen (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target- based planning: unifying reserve selection strategies. *Biol Conserv* 4: 1–9.
 - A Moilanen, AMA Franco, RI Early, R Fox, B Wintle, CD Thomas (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *P Roy Soc Lond B Bio* 272: 1885–1891.
 - A Moilanen, A Arponen, JN Stokland, M Cabeza (2009) Assessing replacement costs of conservation areas: how does habitat loss influence priorities? *Biol Conserv* 142: 575–585.
 - A Moilanen, JR Leathwick, JM Quinn (2011) Spatial prioritization of conservation management. *Conserv Lett* 4: 383–393.
 - A Moilanen, L Meller, J Leppanen, F Montesino Pouzols, A Arponene, H Kujala (2014) Spatial conservation planning methods and software ZONATION version 3.1 user manual. Biodiversity Conservation Informatics Group Department of Biosciences, University of Helsinki, Helsinki, Finland, p. 288.
 - E Moreno-Amat, RG Mateo, D Nieto-Lugilde, N Morueta-Holme, JC Svenning, I García-Amorena (2015) Impact of model complexity on cross-temporal transferability in Maxent species distribution models: An assessment using paleobotanical data. *Ecol Modell* 312: 308–317.

- N Muzzachiodi (2007) Lista comentada de las especies de mamíferos de la provincia de Entre Ríos, Argentina. 1a ed. - Buenos Aires: *Fundación de Historia Natural Félix de Azara Universidad Maimónides*, p. 96.
- N Myers, RA Mittermeier, CG Mittermeier, GAB da Fonseca, J Kent (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- AB Naimi (2017) Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. Package “usdm”. R-CRAN 1.1-18.
- AB Naimi (2017) Raster Time Series Analysis. Package “rts”. R- CRAN 1.0-38.
- S Narosky (1973) Una nueva especie de *Sporophila* para la avifauna argentina. Basado en estudios de campo y material coleccionado por el Dr. R. Zelich, de Pronunciamiento, Entre Ríos. *Hornero* 11 (3): 169-171.
- S Narosky (1983) Registros nuevos o infrecuentes de aves Argentinas. *Hornero* 2: 122-126.
- T Narosky, D Yzurieta (2010) Aves de Argentina y Uruguay: Guía de Identificación. 16va Edición Total. (Ed: Vazquez Mazzini), p. 427.
- A Niamir, AK Skidmore, AG Toxopeus ARM Muñoz, R Real (2011) Finessing atlas data for species distribution models. *Divers Distrib* 17 (6): 1173–1185.
- M Nores (2002) Taguató negro (*Buteo leucorrhous*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 43: 14.
- J Nori, JN Lescano, P Illoldi-Rangel, N Frutos, MR Cabrera, GC Leynaud (2013) The conflict between agricultural expansion and priority conservation areas: Making the right decisions before it is too late. *Biol Conserv* 159: 507–513.
- J Nori, R Torres, JN Lescano, JM Cordier, ME Periago, D Baldo (2016) Protected areas and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world. *Divers Distrib* 22: 1212–1219.
- N O’dea, MB Araújo, RJ Whittaker (2006) How well do Important Bird Areas represent species and minimize conservation conflict in the tropical Andes? *Divers Distrib* 12: 205-214.
- G Oliveira, BDS Barreto, MP Pinto, JAF Diniz-Filho, D Blamires (2007) Padrões espaciais de diversidade da Família Emberezidae (Aves: Passeriformes) e seleção de áreas prioritárias para conservação no Cerrado. *Lundiana* 8(2): 97-106.
- U Oliveira, AP Paglia, AD Brescovit, CJB de Carvalho, D Paiva Silva, DT Rezende, F Sá Fortes Leite, J Aguiar Nogueira Batista, JP Peixoto Pena Barbosa, JR Stehmann, JS Ascher, M Ferreira de Vasconcelos, P De Marco Jr, P Löwenberg-Neto, P Guimarães Dias, V Gianluppi Ferro, AJ Santos (2016) The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Divers Distrib* 22: 1232–1244.
- CC Olrog (1959) Las aves argentinas. Una guía de campo. Instituto Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. p. 345.
- CC Olrog (1968) Las aves sudamericanas. Una guía de campo. Tomo I (Pinguinos–Pájaros Carpinteros). Instituto Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. p. 508.

- CC Olrog (1979) Nueva lista de la avifauna argentina. *Opera Lilloana* 27: 1-324.
- CDL Orme, RG Davies, M Burgess, F Eigenbrod, N Pickup, VA Olson, IPF Owens (2005) Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436(7053): 1016–1019.
- D Ortiz (2008) Distribución histórica y actual del Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) en el litoral fluvial argentino. *INSUGEO, Miscelánea* 17: 121-126.
- GCC Padua, MP Pinto, JAF Diniz-Filho (2008) Escolha de áreas prioritárias de conservação de anfíbios anuros do Cerrado através de um modelo de populações centrais-periféricas. *Iheringia* 98(2): 200-204.
- AF Parera (1990) Nuevos registros y localidades para el Aguilucho Langostero. *Nuestras Aves* 21: 28-29.
- M Parra-Quijano, JM Iriondo, E Torres (2012) Review. Applications of ecogeography and geographic information systems in conservation and utilization of plant genetic resources. *Spanish Journal of Agricultural Research* 10: 419–429.
- S Passafaro (2012) Primeros registros de Saíra dorada (*Hemithraupis guira*) para la provincia de Entre Ríos. *EcoRegistros* 2 (11): 11–13.
- RG Pearson, CJ Raxworthy, M Nakamura, AT Peterson (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in madagascar. *J Biogeogr* 34 (1): 102–117.
- PM Peltzer, RC Lajmanovich (1999) Lista preliminar de anfibios de la Provincia de Entre Ríos. *Natura Neotropicalis* 30: 85 – 87.
- JF Pensiero, H Gutierrez, AM Luchetti, E Exner, V Kern, E Brnich, L Oakley, D Prado, JP Lewis (2005) *Flora vascular de la provincia de Santa Fe. Claves para el reconocimiento de familias y géneros. Catálogo sistemático de especies*, Ediciones UNL. Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina, 403 p.
- M Peralvo, R Sierra, KR young, C Ulloa-Ulloa (2007) Identification of biodiversity conservation priorities using predictive modeling: an application for the equatorial pacific region of South America. *Biodivers Conserv* 16: 2649-2675
- F Pereyra (2003) Ecorregiones de la Argentina. Servicio Geológico Minero Argentino, Buenos Aires, Argentina. p. 182.
- GF Peterken (1974) A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biol Conserv* 6: 239-245.
- A Peterson, J Soberón (2012) Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the concept right. *Nat Conserv* 10: 102-107.
- AT Peterson, AS Nyari (2008) Ecological niche conservatism and Pleistocene refugia in the thrush-like mourner, *Schiffornis* sp., in the neotropics. *Evolution* 62: 173–183.
- SJ Phillips, P Avenue, F Park (1997) A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. En: *Proc. of the 21st Internat Conf on Machine Learning*, Banff, Canada.

- SJ Phillips, R Anderson, R Schapire (2006) Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190: 231-259.
- SJ Phillips, M Dudík (2008) Modeling of species distributions with Maxent : new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.
- SL Pimm, CN Jenkins, R Abell, TM Brooks, JL Gittleman, LN Joppa, PH Raven, CM Roberts, JO Sexton (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344 (6187): 1246752.
- MP Pinto, CEV Grelle (2009) Reserve selection and persistence: complementing the existing Atlantic Forest reserve system. *Biodivers Conserv* 18: 957-968.
- MP Pinto, CEV Grelle (2009) Seleção de reservas: estudos na América do Sul e revisão de conceitos. *Oecologia brasiliensis* 13: 498–517.
- MP Pinto, JAF Diniz-Filho, LM Bini, D Blamires, TFLVB Rangel (2008) Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado. *Divers Distrib* 14: 78-86.
- MP Pinto, P. VCM Mathias, D Blamires, JAF Diniz-Filho, LM Bini (2007) Selecting priority areas to conserve Psittacines in the Brazilian cerrado: minimizing human- conservation conflicts. *Bird Conserv Int* 17: 13-22.
- NI Platnick (1992) Patterns of biodiversity: tropical vs temperate. *J Nat Hist* 25: 1083-1088.
- P Pliscoff, T Fuentes-Castillo (2011) Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Rev Geogr Norte Gd* 48: 61-79.
- DVN Powell, J Barborak, MS Rodriguez (2000) Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biol conserv* 93: 35-41.
- WS Prado, T Waller, DA Albareda, MR Cabrera, E Etchepare, A Giraudo, V González Carman, L Prosdocimi, E Richard (2012) Categorización del estado de conservación de las tortugas de la República Argentina. *Cuad Herpetol* 26 (1): 375-387.
- RL Pressey (1994) Ad Hoc Reservations - Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems. *Conserv Biol* 8: 662–668.
- RL Pressey, CJ Humphries, CR Margules, RI Vane-Wright, PH Williams (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol Evol* 8: 124-128.
- H Qiao, AT Peterson, J Soberon (2015) No silver bullets in correlative ecological niche modelling : insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods Ecol Evol* 6: 1126–1136.
- R Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- D Rabinowitz (1981) Seven forms of rarity. *The biological Aspects of rare Plant Conservation* (ed. by H. Synge), John Wiley y Sons, Chichester, p. 205– 217.

- FW Rabe, NL Savage (1979) A methodology for the selection of aquatic natural areas. *Biol Conserv* 15: 291-300.
- EH Rapoport, G Boriolo, JA Monjeau, JG Puntieri, R Oviedo (1986) The design of nature reserves: a simulation trial assessing the specific conservation value. *Biol Conserv* 37: 269-290.
- O Razgour, J Hanmer, G Jones (2011) Using multi-scale modelling to predict habitat suitability for species of conservation concern: the grey long-eared bat as a case study. *Biol Conserv* 144: 2922–2930.
- F Reales, L Prevedel, G Savor, S Tessore (2015) Primeros registros del cerquero de collar (*Arremon flavirostris*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *EcoRegistros* 5 (6): 12–14.
- AG Rebelo, WR Siegfried (1992) Where should nature reserves be located in the Cape Floristic Region, South Africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximising the protection of floral diversity. *Conserv Biol* 6: 243–252.
- AG Rebelo (1994) Iterative selection procedures: centres of endemism and optimal placement of reserves. En: *Botanical Diversity in Southern Africa*. (Ed: BJ Huntley), National Botanical Institute, Pretoria, p. 231–257.
- AG Rebelo, G Jones (2010) Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *J Appl Ecol* 47 (2): 410–420.
- JVV Remsen, CD Cadena, A Jaramillo, M Nores, JF Pacheco, J Pérez-Emán, MB Robbins, FG Stiles, DF Stotz, and KJ Zimmer (2017) A classification of the bird species of South America. Accessed at <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>, 9 March 2017.
- B Reyers, AS Van Jaarsveld, M Krüger (2000) Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society B: J Biol Sciences* 267: 505–513.
- R Ribons (2010) Amostragem de aves pelo método das listas de MacKinnon, En: S von Matter, F Straube, I Accordi, V Piacentini, JF Cândico Jr, (Eds.), *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books, Rio de Janeiro, p. 1-16.
- DM Richardson, RJ Whittaker (2010) Conservation biogeography—foundations, concepts and challenges. *Divers Distrib* 16 (3): 313–320.
- L Rivera, N Politi, L Lizárraga, S Chalukian, S de Bustos, E Luiz de los Llanos E (2015) Áreas prioritarias de conservación para especies amenazadas de las Yungas Australes de Salta y Jujuy. *Fundación CEBio*, www.ceb.io.org.ar.
- ASL Rodrigues, JO Cerdeira, KJ Gaston (2000) Flexibility, efficiency, and accountability: Adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23: 565-574.
- ASL Rodrigues, JD Pilgrim, JF Lamoreux, M Hoffmann, TM Brooks (2006) The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends Ecol Evol* 21: 71-76.

- J Rodríguez-Mata, F Erize, M Rumboll (2000) Aves de Sudamérica: Guía de campo Collins. Buenos Aires, Argentina, *Letemendia*, p. 384.
- I Roesler, H Povedano H., AS Di Giacomo, O Spitznagel (2006) La monterita canela (*Poospiza ornata*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 51: 34-35.
- A Rojas, JH Saluso (1987) Informe Climático de la Provincia de Entre Ríos. INTA EEA Paraná, Publicación Técnica N° 14. Entre Ríos, Argentina.
- OR Rojas-Soto, O Alcántara-Ayala, AG Navarro (2003) Regionalization of the avifauna of the Baja California Peninsula, Mexico: a parsimony analysis of endemism and distributional modeling approach. *J Biogeogr* 30: 449-461.
- R Rossi (1956) Nuevo hallazgo de la Pajera de Pico Recto en el Uruguay. *Hornero* 10 (2): 164-166.
- JA Royle, RB Chandler, C Yackulic, JD Nichols (2012) Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods Ecol Evol* 3: 545-554.
- R Rozzi, R Primack, P Feisinger, P Dirzo, F Massardo (2001), Capítulo 1 - ¿Qué es la biología de la Conservación? En: *Fundamentos de la conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*, (Ed: R Primack, R Rozzi, P Feisinger, R Dirzo, F Massardo), Fondo de Cultura Económica, México p. 35-38.
- P Rovira, AH Beltzer (1992) Picaflor de Antifaz (AVES: TROCHILIDAE). Una nueva especie para la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Rev Asoc Cienc Nat Lit* 23 (1 y 2): 71-72.
- MD Saggese, ER De Lucca, SF Krapovickas, EH Haene (1996) Presencia del Aguila pescadora (*Pandion Haliaetus*) en Argentina y Uruguay. *Hornero* 14: 44-49.
- S Salvador, T Narosky, L Salvador (1985) Colonia de Nidificación en Entre Ríos. *Nuestras Aves* 7 (5): 11-13.
- G Salvatori, M Salvatori, I Schmidt (2002), Capítulo 18 - Grandes obras en el Río. Dragado e hidrobia, En: *El río de la Plata como Territorio*, (Ed: JM Borthagaray), Ediciones FADU, FURBAN e Infinito, Buenos Aires, p. 580.
- V Sánchez-cordero, P Illoldi, M linaje, T Fuller, S Sarkar (2008) ¿Porqué hay un costo en posponer la conservación de la diversidad biológica en México? *CONABIO. Biodiversitas* 76: 7-12.
- D Sánchez-Fernández, JM Lobo, P Abellán, I Ribera, A Millán (2008) Bias in freshwater biodiversity sampling: The case of Iberian water beetles. *Divers Distrib* 14: 754-762.
- S Sarkar, A Aggarwal, J Garson, CR Margules, J Zeidler (2002) Place prioritization for biodiversity content. *J Biosciences* 27(2): 339-346.
- S Sarkar, C Pappas, J Garson, A Aggarwal, S Cameron (2004) Place prioritization for biodiversity conservation using probabilistic surrogate distribution data. *Divers Distrib* 10: 125-133

- JA Sarquis, J Alonso, AR Giraudo, A Berduc (2017) First records of *Calidris canutus* Linnaeus, 1758 (Charadriiformes: Scolopacidae) and *Trogon surrucura* Vieillot, 1817 (Trogoniformes: Trogonidae) for Entre Ríos province (Argentina), and noteworthy reports of other birds in protected areas. *Check List* 13 (6): 1067–1073. <https://doi.org/10.15560/13.6.1067>
- M Schröer, RP Remme (2016) Spatial prioritization for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimization. *Landscape Ecol* 31 (2): 431–450.
- P Serié, CH Smyth (1923) Notas sobre aves de Santa Elena (E. Ríos). *Hornero* 3 (1): 37-55.
- DS Simberloff (1982) Big advantages of small refuges. *Nat Hist* 91: 6-15.
- DS Simberloff, LG Abele (1976) Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285-286.
- DS Simberloff, LG Abele (1982) Refuge design and island biogeographic theory: Effects of fragmentation. *Am Nat* 120:41-50.
- VN Silva, RL Pressey, RB Machado, J Van DerWal, HC Wiederhecker, FP Werneck, GR Colli (2014) Formulating conservation targets for a gap analysis of endemic lizards in a biodiversity hotspot. *Biol Conserv* 180: 1-10.
- N Sillero, AM Barbosa, F Martinez-Freiria, R Real (2010) Los modelos de nicho ecologico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 21: 2–24.
- Sistema Federal De Áreas Protegidas (SIFAP) 2017 Consejo Federal de medio ambiente. Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación, República Argentina, consultado 04/05/2017.
- CH Smyth (1927) Descripción de una colección de huevos de aves argentinas. *Hornero* 4 (1): 1-16.
- CH Smyth (1928) Descripción de una colección de huevos de aves Argentinas. *Hornero* 4 (2): 125-152.
- A Soutullo, E Gudynas (2006) How effective is the MERCOSUR's network of protected areas in representing South America's ecoregions? *Oryx* 40: 112.
- J Soberón, TA Peterson (2005) Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1–10.
- AJ Stattersfield, MJ Crosby, AJ Long, DC Wege, (1998) *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*, BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 7) Cambridge UK, p. 846.
- D Stockwell, AT Peterson (2002) Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecol Model* 148: 1-13.
- J Terborgh (1976) Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. *Science* 193: 1029-30.

- JM Thiollay (2002) Bird diversity and selection of protected areas in a large neotropical forest tract. *Biodivers Conserv* 11: 1377-1395.
- AW Thuiller (2004) Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Glob Change Biol* 10: 2020-2027.
- AW Thuiller, L Brotons, MB Araújo, S Lavorel (2004) Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography* 27: 165-172.
- AW Thuiller, D Georges, R Engler, MD Georges, CW Thuiller (2016) The biomod2 package: the updated object-oriented version of BIOMOD package. 1-104.
- MF Tognelli (2005) Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biol Conserv* 121: 409-417.
- MF Tognelli, PIR Arellano, PA Marquet (2008) How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile? *Divers Distrib* 14: 148-158.
- MF Tognelli, C Silva-García, FA Labra, PA Marquet (2005) Priority areas for the conservation of coastal marine vertebrates in Chile. *Biol Conserv* 126: 420-428
- MF Tognelli, SA Roig-junent, AE Marvaldi, GA Flores, JM Lobo (2009) An evaluation of methods for modelling distribution of patagonian insects. *Rev Chil Hist Nat* 82: 47-360.
- FJ Torrano (1990) *Psittacara leucophthalmus* en Concordia, Entre Ríos. *Nuestras Aves* 22: 30.
- FJ Torrano (1987) Presencia del picaflor negro cola blanca en Concordia - Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 13: 12-13.
- A Trejo (2007) Identificación De Especies Y Áreas Prioritarias Para El Estudio De La Reproduccion De Aves Rapaces De Argentina. *Hornero* 22: 85-96.
- A Tsoar, O Allouche, O Steinitz, D Rotem, R Kadmon (2007) A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diver Distrib* 13: 397-405.
- JK Turpie, LE Beckley, SM Katua (2000) Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South African coastal fishes. *Biol Conserv* 92: 59-72.
- UICN (1978) First draft of a world conservation strategy. Morges, IUCN.
- UICN (2001) Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, UK.
- UICN (2012) Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. iii + 43pp. Originalmente publicado como Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0.
- UICN (2017) *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.* <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 14 May 2017.
- J VanDerWal, LP Shoo, C Graham, SE Williams (2009) Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: how far should you stray from what you know? *Ecol Modell* 220: 589-594.

- S Varela, RG Mateo, R García-Valdés, F Fernández-González (2014) Macroecología y ecoinformática: sesgos, errores y predicciones en el modelado de distribuciones. *Ecosistemas* 23: 46-53.
- C Vaurie (1980) Taxonomy and Geographical Distribution of the Furnariidae (Aves, Passeriformes). *B Am Mus Nat Hist* 166 (1): 1- 357.
- V Veach, E Di Minin, FM Pouzols, A Moilanen (2017) Species richness as criterion for global conservation area placement leads to large losses in coverage of biodiversity. *Divers Distrib* 23: 715–726.
- JO Veiga (2007) Ceibas. En: *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad, Temas de Naturaleza y Conservación* 5. (Ed: AS Di Giacomo, MV De Francesco, EG Coconier). Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, p. 498.
- SD Veloz (2009) Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence- only niche. *J biogeogr* 36: 2290–2299.
- JA Vuoto (1995) Nueva enumeración de los ofidios (Reptilia: Serpentes) de Entre Ríos, Argentina. *Mem Mus Entre Rios* 5: 1-18.
- H Wang, D Liu, D Munroe, K Cao, C Biermann (2016) Study on selecting sensitive environmental variables in modelling species spatial distribution. *Annals GIS* 22 (1): 57–69.
- SD Ward, DF Evans (1976) Conservation assessment of British limestone pavements based on floristic criteria. *Biol Conserv* 9:217-33.
- JEM Watson, HS Grantham, KA Wilson y HP Possingham (2011) Systematic Conservation Planning: Past, Present and Future, en: *Conserv Biogeogr* 50: 136–160.
- DL Warren, SN Seifert (2011) Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol appl* 21: 335–342.
- SJ Wenger, JD Olden (2012) Assessing transferability of ecological models: an underappreciated aspect of statistical validation. *Methods Ecol Evol* 3: 260–267.
- MJ Westgate, PS Barton, PW Lane y DB Lindenmayer (2014) Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nat Commun* 5: 1–8.
- RJ Whittaker, MB Araújo, P Jepson, RJ Ladle, JEM Watson, KJ Willis (2005) Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Divers Distrib* 11: 3–23.
- P Williams, D Gibbons, C Margules, A Rebelo, C Humphries, R Pressey (1996) A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conserv Biol* 10: 155-174.
- M Williamson (1975) The design of wildlife preserves. *Nature, Lond.*, p. 519.
- JA Wiens, GD Hayward, RS Holthausen y MJ Wisdom (2008) Using Surrogate Species and Groups for Conservation Planning and Management. *Bioscience* 58: 241–252.

- PH Williams (1998) Key sites for conservation: area selection methods for biodiversity. En: *Conservation in a changing world: integrating processes into priorities for action* (ed: GM Mace, A Balmford, JR Ginsberg), Cambridge University Press, p. 211-249.
- MJ Wilson y SE Bayley (2012) Use of single versus multiple biotic communities as indicators of biological integrity in northern prairie wetlands. *Ecol Indic* 20: 187–195.
- KJ Winiarski, DL Miller, PWC Paton, SR Mc Williams (2014) A spatial conservation prioritization approach for protecting marine birds given proposed offshore wind energy development. *Biol Conserv* 169: 79–88.
- MS Wisz, RJ Hijmans, J Li, AT Peterson, CH Graham, A Guisan, J Elith, M Dudík, S Ferrier, F Huettmann, JR Leathwick, A Lehmann, L Lohmann, BA Loiselle, G Manion, C Moritz, M Nakamura, Y Nakazawa, JM Overton, SJ Phillips, KS Richardson, R Scachetti-Pereira, RE Schapire, J Soberón, SE Williams, NE Zimmermann (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers Distrib* 14: 763–773.
- CB Yackulic, R Chandler, EF Zipkin, JA Royle, JD Nichols, EH Campbell Grant, S Veran (2013) Presence-only modelling using MAXENT: When can we trust the inferences? *Methods Ecol Evol* 4: 236–243.
- ARP Zapata (1975) Aves observadas en la proximidad de la confluencia de los ríos Uruguay y Gualeguaychú, provincia de Entre Ríos. *Hornero* 11 (4): 291-304.
- ARP Zapata (2002) Nuevos datos del tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*) en el departamento Gualeguaychú, provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 44: 13-14.
- Y Zeng, BW Low, DCJ Yeo (2016) Novel methods to select environmental variables in MaxEnt: A case study using invasive crayfish. *Ecol Modell* 341: 5–13.
- A Zotta (1940) Lista sobre el contenido estomacal de las aves argentinas. *Hornero* 7 (3): 402-411.
- AF Zuur, EN Ieno, CS Elphick (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol Evol* 1: 3–14.

➤ 13. Anexos

13.1. Anexo I: Áreas Protegidas de la Provincia de Entre Ríos

La siguiente tabla muestra las Áreas Protegidas, de dominio público o privado existentes en Entre Ríos. Algunas de las áreas aquí nombradas no se encuentran incluidas en el Sistema Federal de Áreas Protegidas (SIFAP). La siguiente tabla tiene por objeto mostrar todas las Áreas Protegidas que posee la provincia. Además de las áreas protegidas vigentes en la provincia, existen Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (AICAs- Figura 19), delimitadas por Di Giacomo, (2005, 2007). Las cuales no presentan leyes que regulen las actividades antrópicas dentro del área delimitada. Pero constituyen un aporte fundamental al tener en cuenta al momento de seleccionar Áreas.

Área protegida	Categoría	Departamento	Superficie	Fecha de incorporación al SPANP/creación	Dominio
Parque natural Malabrigo	Parque natural	Gualectuaychú	149 ha	3 de junio de 2009	Privado
*Monumento natural municipal Islote Municipal	Monumento natural	Paraná	15 ha	9 de agosto de 1995	Municipalidad de Paraná
Reserva municipal Avayuvá	Reserva natural	Concordia	215 ha	9 de agosto de 1995	Municipalidad de Concordia
*Reserva ecológica Monte de los Ombúes	Reserva natural manejada	Victoria		17 de julio de 2001	Municipalidad de Victoria
Reserva natural privada Arroyo Ayuí Grande	Reserva natural	Concordia	220 ha	julio de 2000	Privada: Masisa S.A.
Reserva natural privada El Talar	Reserva natural	Concordia	180 ha	noviembre de 2005	Privada: Masisa S.A.
Reserva natural Magariños	Reserva natural	San Salvador	250 ha	2001	Privada
Reserva natural municipal La Chinita	Reserva natural	Villaguay	8 ha		Municipalidad de Villaguay
Reserva natural municipal La Curtiembre	Reserva natural	La Paz	6 ha	1993	Municipalidad de La Paz
Reserva natural privada Yuquerí	Reserva natural	Concordia	100 ha	noviembre de 2005	Privada: Masisa S.A.
*Reserva natural educativa Montecito de Lovera	Reserva natural	Paraná	6 ha	26 de diciembre de 2003	Municipalidad de Cerrito
Reserva natural urbana Ribera Sur de Colón	Reserva natural y paisaje protegido	Colón	3 ha	2000	Municipalidad de Colón
Espacio Nativo	Reserva natural y paisaje protegido	San Salvador	24 ha	2011	Municipalidad de San Salvador
Paisaje protegido municipal	Paisaje protegido	Paraná	4 ha	1997	Municipalidad de Paraná

Balneario Thompson						
Paisaje protegido municipal Camping Toma Vieja	Paisaje protegido	Paraná	20 ha	1969		Municipalidad de Paraná
Paisaje protegido municipal Cascada Ander Egg	Paisaje protegido	Diamante	3 ha	1996		Municipalidad de Diamante
*Paisaje protegido El Alisal	Paisaje protegido	Victoria	246 ha			Privada
Parque deportivo escolar Enrique Berduc	Paisaje protegido	Paraná	1 ha	1997		Municipalidad de Paraná
Parque ecológico municipal José Gazzano	Paisaje protegido	Paraná	8 ha	1983		Municipalidad de Paraná
Paisaje protegido Las Piedras	Paisaje protegido	Guauguaychú	312 ha	26 de junio de 1995		Municipalidad de Guauguaychú
Área natural protegida municipal Parque Muttio (ex Las Piedras)	Paisaje protegido	Paraná	7 ha	2 de septiembre de 1987		Municipalidad de Paraná, Fundación Río Vida
Reserva municipal Parque San Carlos	Paisaje protegido	Concordia	98 ha	1 de junio de 1993		Municipalidad de Concordia
Paisaje protegido Parque Urquiza	Paisaje protegido	Paraná	44 ha	15 de octubre de 1997		Municipalidad de Paraná
Reserva natural privada de uso múltiple Carpincho	Reserva de uso múltiple	Villaguay	375 ha	1 de junio de 1989		Privada, Dirección de Fauna y Flora de Entre Ríos
*Reserva privada de uso múltiple El Chañar	Reserva de uso múltiple	Nogoyá	75 ha	1996		Privada
Reserva de usos múltiples El Naranjo	Reserva de uso múltiple	Villaguay	532, 18 ha	16 de junio de 2009		Privada
Reserva de usos múltiples Estancia Centella	Reserva de uso múltiple	Uruguay	3.96 1,38 ha	19 de abril de 2011		Privada: La Biznaga S.A.A.C.I.F.
Reserva de usos múltiples Estancia El Carayá	Reserva de uso múltiple	Feliciano	10.4 02 ha	7 de julio de 2015		Privada: Las Taperitas S.A.
Reserva privada Estancia El Rincón	Reserva de uso múltiple	Federal	2098 ha	28 de junio de 2005		Privada
*Reserva provincial de uso múltiple Escuela Juan Bautista Alberdi	Reserva de uso múltiple	Paraná	20 ha	1992		Escuela Alberdi del gobierno provincial
Reserva provincial	Reserva de	Villaguay	16 ha	1992		Escuela

de uso múltiple Escuela Justo José de Urquiza	uso múltiple				Urquiza del gobierno provincial
*Reserva de uso múltiple municipal Islas de Victoria	Reserva de uso múltiple	Victoria	376 000 ha	2003	Municipalidad de Victoria
*Refugio privado de vida silvestre La Aurora del Palmar	Reserva de uso múltiple	Colón	1093 ,28 ha	16 de junio de 2009	Privada, bajo control de la Fundación Vida Silvestre Argentina
Reserva de usos múltiples La Lydia	Reserva de uso múltiple	Nogoyá	340, 5 ha	16 de junio de 2009	Privada
Reserva provincial de uso múltiple Las Vizcachitas	Reserva de uso múltiple	Villaguay		17 de junio de 2009	Gobierno provincial
*Reserva natural de uso múltiple Parque General San Martín (parque escolar rural Enrique Berduc)	Reserva de uso múltiple	Paraná	600 ha	1998	Fundación Berduc y Consejo General de Educación de Entre Ríos
Reserva provincial de uso múltiple Selva de Montiel	Reserva de uso múltiple	Federal	70 0 00 ha	10 de mayo de 2006	Conjunto de propiedades privadas bajo control provincial
Reserva privada de uso múltiple San Juan y Los Gringos	Reserva de uso múltiple	San José de Feliciano	2000 ha	2003	Privada
Reserva de los Pájaros y sus Pueblos Libres	Reserva de uso múltiple	Uruguay, Gualaguaychú e Islas del Ibicuy		21 de junio de 2006	Gobierno provincial y municipios
Reserva de uso múltiple Río Paraná Medio	Reserva de uso múltiple	La Paz, Paraná y Diamante		19 de febrero de 2003	Gobierno provincial y municipios
Bancos del Caraballo	En proceso de formación	Colón		2010	Gobierno provincial
Isla Bancos de la Inés	En proceso de formación	Guauguaychú		2010	Gobierno provincial
Reserva privada de uso múltiple Estancia el Potrero de San Lorenzo	Reserva de uso múltiple	Uruguay y Gualaguaychú	18 1 12 ha	22 de abril de 2015	Privada: Potrero de San Lorenzo S.A.
Parque Nacional el Palmar	AICAs	Colón	8500 ha	ER01	Di Giacomo (2005)
Perdices	AICAs	Guauguaychú	5000 0 ha	ER02	Di Giacomo (2005)
Ñandubaysal – El	AICAs	Guauguaychú	5500	ER03	Di Giacomo

Potrero			0 ha		(2005)
Pastizales de	AICAs	Islas del Ibicuy	1000	ER04	Di Giacomo
Ibicuy			0 ha		(2005)
Islas de Victoria	AICAs	Victoria	5000	ER05	Di Giacomo
			0 ha		(2005)
Parque Nacional	AICAs	Diamante	2458	ER06	Di Giacomo
Diamante			ha		(2005)
Ceibas	AICAs	Islas del Ibicuy	1000	ER07	Di Giacomo
			0 ha		(2005)
Selva de Montiel	AICAs	Federal, La Paz, Feliciano	7000	ER08	Di Giacomo
			0 ha		(2005)

Áreas Protegidas de dominio público y privado vigentes en la provincia de Entre Ríos. El (*) indica las áreas protegidas incluidas en el Sistema Federal de Áreas Protegidas (SIFAP).

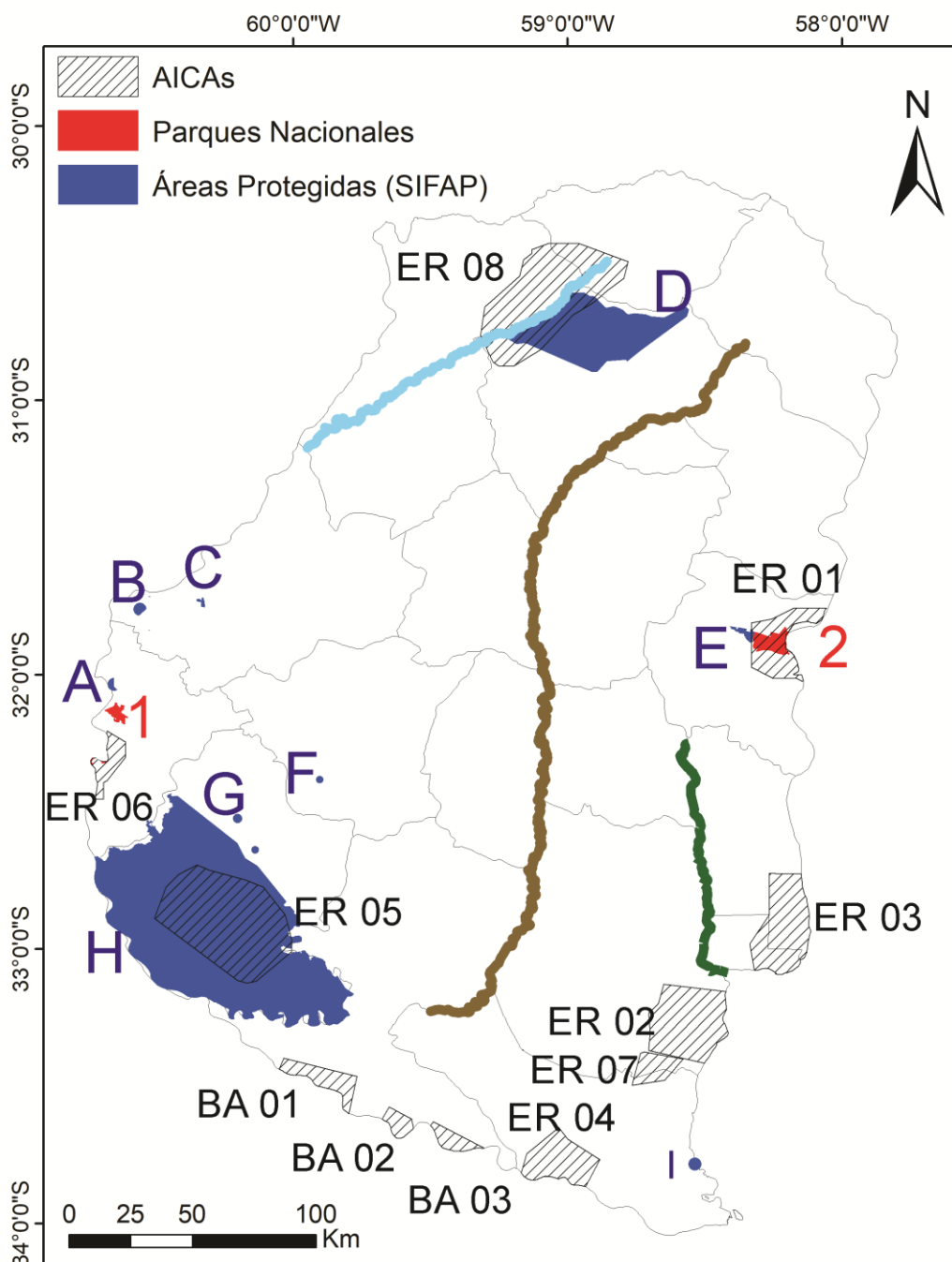


Figura 19. Mapa de las Áreas protegidas y AICAs de Entre Ríos. En Azul: se muestra el Sistema Integral Federal de Áreas Protegidas (SIFAP), representando: (A) Paisaje protegido municipal Cascada Ander Egg (Diamante); (B) Reserva provincial de uso múltiple Escuela Juan Bautista Alberdi (Paraná); (C) Reserva natural de uso múltiple Parque General San Martín (*parque escolar rural Enrique Berduc*) (Paraná); (D) Reserva provincial de uso múltiple Selva de Montiel; (E) Refugio privado de vida silvestre La Aurora del Palmar; (F) Reserva privada de uso múltiple El Chañar (Nogoyá); (G) Reserva ecológica Monte de los Ombúes (Victoria); (H) Reserva de uso múltiple municipal Islas de Victoria (Victoria); (I) Reserva de los Pájaros y sus Pueblos Libres. En Rojo: los Parques Nacionales, siendo el (1) Parque Nacional Pre-Delta y (2) Parque Nacional El Palmar. Áreas rayadas de negro: las AICAs (Di Giacomo 2005) encontrándose: (ER 01) Parque Nacional el Palmar; (ER 02) Perdices; (ER 03) Ñandubaysal- El Potrero; (ER 04); Pastizales del Ibicuy; (ER 05) Islas de Victoria; (ER 06) Parque Nacional Diamante; (ER 07) Ceibas; (ER 08) Selva del Montiel; (BA 01) Sur de Ramallo; (BA 02) Vuelta de Obligado; (BA 03). Las AICAs BA 01, 02 y 03 son propuestas para la provincia de Buenos Aires, se las incluye en el mapa por abarcar áreas correspondientes a Entre Ríos. Por último, El Arroyo Feliciano está representado por celeste, El Río Gualeguay por marrón y el Río Gualeguaychú por el color verde.

13.2 Anexo II: Fuentes utilizadas para realizar la Base de datos de las aves de Entre Ríos

A continuación se presentan los manuscritos científicos, libros, tesinas y listados con datos georreferenciados utilizados para confeccionar la base de datos de las aves que habitan la provincia de Entre Ríos. Para un mayor detalle ver sección 9.3.1.

Fuentes utilizadas

- E Abadie (1987) Observaciones sobre aves del sur de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 15 (4): 9–10.
- E Abadie (1993) Aves nuevas o pocos comunes de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 29: 31.
- Aceñolaza, P.G., H.E. Povedano, A.S. Manzano, J.D. Muñoz, J.I. Areta, y A.L. Ronchi-Virgolini. 2004. Biodiversidad del Parque Nacional Pre-Delta. *Insugeo, Miscelánea*, 12, 169–184.
- J Alonso (2008) Inventario de las Aves del Parque Nacional Pre-Delta. 1a ed. Buenos Aires: *Administración de Parques Nacionales*. p. 1-96.
- H Alvarado, J La Grotteria (2011) Expansión del picapalo colorado (*Campylorhamphus trochilirostris*) hasta el límite austral del bosque en galería sobre el Río Paraná en la provincia de Entre Ríos. *Ecorgistros revista* 1 (5): 12–15.
- JI Areta, A Bodrati, P Grilli (2004) Primeros registros del picaflor vientre negro (*Anthracothonax nigricollis*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 48 (2): 20–21.
- Aves Argentinas (2009) Lista de las Aves de la Estancia y Reserva "El Potrero de San Lorenzo". Aves Argentinas/AOP. Buenos Aires.
- M Babarskas, R Fraga (1998) Actualizando la distribución de la Pajonalera Pico Recto *Limnortyx rectirostris* en la provincia de Entre Ríos. *Cotinga* 10: 79-81.
- AH Beltzer (1980) Contribución al conocimiento de las aves de Entre Ríos. Clave para la identificación de lechuzas (Strigiformes: Tytonidae y Strigidae). *Rev Asoc Cienc Nat Litoral* 11 (1): 85–91.
- AH Beltzer, M Ríos de Salusso, EH Bucher (1988) Alimentación del Ñacunda (*Podger nacunda*) en Paraná (entre Ríos). *Hornero* 13 (1): 47-52.
- AH Beltzer, PA Collins, MA Quiroga (2006) Atlas Ornitogeográfico de la provincia de Entre Ríos. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*. INALI - CERIDE-CONICET. Serie Climax, p. 230.
- AH Beltzer (1981) Lista preliminar de las aves del Departamento la Paz (Entre Ríos, Argentina). No Passeriformes. *Historia Natural* 2 (8): 53-56.
- Berduc, A., R.E. Lorenzón, y A.H. Beltzer. 2015. Patrones de diversidad de aves a lo largo de un gradiente latitudinal de bosques ribereños del río Paraná medio, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(2), 419–430.
- NA Bó (1956) Algunas observaciones sobre la nidificación del Cuaco. *Hornero* 10 (2):174-175.
- RF Bó, RD Quintana, AI Malvárez (2002), Capítulo 2 – El uso de las aves acuáticas en la región

- del Delta del río Paraná, En: *Primer Taller sobre la caza de Aves Acuáticas. Hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales*, (Ed: BDEJ Beltrán, V de la Balze), Wetlands International, Buenos Aires p. 93-106.
- A Bodrati, E Sierra (2008) Nuevos aportes sobre la colonización austral del pepitero verdoso (*Saltator similis*) en las Provincias de Buenos Aires y Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 53 (1): 29–30.
 - G Bonomi, H Dri, G Berterame (2017) Primer registro de Saí Común (*Conirostrum speciosum*) para la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ecoregistros Revista* 7: 5–7.
 - A Brunetti, A Mouchard, C Coulon, E Haene (1991) El Anambé verdoso (*Pachyramphus viridis*) en el sur de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 25 (1): 27.
 - AR Camperi (1992) Estudio de una colección de aves de la provincia de Entre Ríos. *Hornero* 13 (3): 225-229.
 - S Canavelli, ME Zaccagnini (1998) Plaguicida y vida silvestre. Mortandad de Aves de Entre Ríos. *Nuestras Aves* 38: 3-4.
 - S Canavelli, ME Zaccagnini, J Torresin, N Calamari, M Ducommun, P Capllonch (2004) Monitoreo extensivo de aves en el Centro-sur de Entre Ríos. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino. *INSUGEO, Miscelánea* 12: 349 – 362.
 - P Canaveri, G. Castro, M. Sallaberry, and LG Naranjo (2001) Guía de los chorlos y playeros de la región Neotropical. En: *Humedales para las Américas y Manomet Conservation Science, Asociación Calidris*, (Ed: American Bird Conservancy) WWF-US, p. 141.
 - P Cantador (2014) Primer registro de burrito pico rojo (*Neocrex erythrops*) para la provincia de Entre Ríos. *Ecoregistros Revista* 4 (1): 1–3.
 - HE Casañas, I Roesler, J Klavins (2007) Historia natural y distribución de la cachirla trinadora (*Anthus chacoensis*). *Hornero* 22 (1): 59-63.
 - JC Chebez (2005) Guía de las Reservas Naturales de la Argentina. Tomos 1 a 5. Editorial Albatros. Buenos Aires.
 - JC Chebez (2008) Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 2. *Albatros, Buenos Aires*, p, 416.
 - JC Chebez, NS Morandeira (2007) - Parque Nacional El Palmar. En: *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación* 5, (Ed: AS Di Giacomo, MV De Francesco, EG Coconier), Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, p. 168-170.
 - JF Christopher, ME Zaccagnini (1990) Roost departure by shiny cowbirds (*Molothrus bonariensis*). *Hornero* 13: 292-294.
 - CIPA (1987) La presencia actual del Aguilucho Langostero en la Argentina. *Nuestras Aves* 5(13): 12-14.
 - E Coconier (2005) Aves acuáticas en la Argentina. Reporte final. Aves Argentinas. Wetlands

International, p. 137.

- M Codesido, RM Fraga (2009) Distribution of threatened grassland passerines of Paraguay, Argentina and Uruguay, with new locality records and notes on their natural history and habitat. *Ornitol Neotrop* 20: 585-595.
- NJ Collar, LP Gonzaga, K Krabbe, AM Nieto, LG Naranjo, TA Parker III, DC Wege (1992) Threatened Birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book (3rd ed. part 2). International Council for Bird Preservation. Cambridge, p. 1150.
- MR De la Peña (1996) Nuevos registros o aves poco citadas para las provincias de Santa Fe y Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 14 (3): 87–89.
- MR De la Peña (1997) Lista y Distribución de las aves de Santa Fe y Entre Ríos. Lola. Buenos Aires. p. 126.
- MR De la Peña (2012) Distribución y citas de aves de Entre Ríos. Ediciones Biológica, Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N°6. Santa Fe, Argentina, p. 206.
- MR De la Peña (2013) Citas, observaciones y distribución de Aves Argentinas. Edición ampliada. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 7, Ediciones Biológica, pp. 786.
- MR De La Peña MR, FC Raffo, R Laene Silva, G Capuccio, LM Bonín (2009) Aves del Río Uruguay, Guía ilustrada de Especies del Bajo Uruguay y el embalse de Salto Grande. *Comisión Administradora del Río Uruguay. CARU*, p. 247.
- MR De la Peña, G Manasero, B López, S Luna (2003) Nuevos registros de aves para la provincia de Santa Fe y Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 45: 33-34.
- ER De Lucca (1992) Nidificación del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en nidos de cotorra (*Myiopsitta monachus*). Comunicaciones. *Hornero* 13: 238-240.
- AS Di Giacomo (2005) Conservación de aves en Entre Ríos. En: *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad, Temas de Naturaleza y Conservación 5*. (Ed: AS Di Giacomo), Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, p. 498.
- AS Di Giacomo, AG Di Giacomo (2004) Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. *Ornitol Neotrop* 15: 145-157.
- AS Di Giacomo, MV De Francesco, EG Coconier (2007) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios Prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5:1-514. CDROM. Aves Argentinas/Asociación ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- LE Drabble (1953) Notas sobre nidos observados en Entre Ríos. *Hornero* 10 (1):81.
- A Earnshaw, J La Grotteria, H Alvarado, D Oscar (2011) Seguimiento y registro de la nidificación más austral de Lavandera (*Arundinicola leucocephala*). *EcoRegistros Revista*, 1(15): 1-4.
- R Escalante Rossi (1956) Nuevo hallazgo de la Pareja de Pico Recto en el Uruguay. *Hornero*

10(2): 164-166.

- JL Fernández Guaraz (2013) Nuevos registros de cuclillo pico amarillo (*Coccyzus americanus*) para la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ecoregistros Revista* 3 (8): 33–35.
- C Ferrari, C Henchke (1997) El halconcito gris (*Spiziapterix circumncinctus*) en la Isla Martín García, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Nuestras Aves* 36: 5.
- RM Fraga (1983) Conducta vocal y reproductiva de la yerutí común (*Leptotila verreauxi*) en Lobos, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 12 (2): 89-95.
- RM Fraga (2003) Distribution, natural history and conservation of the Black-and-white monjita (*Heteroxolmis dominicana*) in Argentina, a species vulnerable to extinction. *Ornitología Neotropical* 14: 145-156.
- RM Fraga (2005) Ecology, behavior and social organization of Saffron-Cowled Blackbirds (*Xanthopsar flavus*). *Ornitología Neotropical* 16:15-29.
- RM Fraga (2008) Invalid specimen records of Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* from Argentina and Paraguay. *Bulletin of the British Ornithologist Club*, 128: 36–37.
- RM Fraga, H. Casañas, G. Pugnali (1998) Natural history and conservation of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conservation International* 8: 255-267.
- MA Freiberg (1939) Enumeración sistemática de los reptiles de Entre Ríos y lista de ejemplares representados en el Museo de Entre Ríos. *Memorias Museo de Entre Ríos* 11: 1–28.
- MA Freiberg (1943) Enumeración sistemática de las aves de Entre Ríos y lista de ejemplares representados en el Museo de Entre Ríos. *Memorias Museo de Entre Ríos* 77 (1): 1–110.
- AP Goijman, ME Zaccagnini (2008) the effects of hábitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 23 (2): 67-76.
- CM Grassini, N Maltempo, M Zampedri, CR Clement, A Benítez, R Marsilli, D Pérez V Rosselot, R Caravario (2007) Estudio de Impacto y Proyecto Alternativo para la Reserva de Biodiversidad del Río Mocoretá. 36 p.
- CM Grassini, GH Bonomi (2013) Registros del Milano chico (*Gampsonyx swainsonii*) en el noreste de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves*, 58: 3–5.
- J La Grotteria (2013) *Sporophila uruguaya* en Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 58: 34-35.
- E Haene (1988) En Banco Caraballo. *Nuestras Aves* 17: 27-29.
- RF Jensen (2008) Nuevos registros de Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) para el sureste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 53: 22.
- A Joonas, D Ortiz (2009) Primer registro documentado de la Saíra Castaña (*Tangara preciosa*) para Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 54: 42-43.
- JF Klimaitis (1977) De mi libreta de apuntes. *Hornero* 11 (5): 417.
- JF Klimaitis, F Moschine (1984) Nidificación asociada de Charadriiformes. *Hornero* 3: 197-202.
- JF Klimaitis (1986) Un Nido dentro de una flor. *Nuestras Aves* 11: 24-25.
- Listado Sistemático de las Aves observadas en las cercanías de Villa Libertador San Martín.

- Listado de aves del Parque Nacional El Palmar 2012. Archivo del Parque Nacional, actualizado por el Licenciado Germán MARATEO, y con las observaciones de campo del Guardaparque Julián ALONSO.
- GE Lo Coco, P Courtalon, RF Bó (2012) Análisis de egagrópilas del lechuzón orejado (*Pseudoscops clamator*) en la zona de islas de Victoria, Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 57: 19-21.
- B López-Lanús, H Ibáñez, A Velasco, C Bertonatti (2016) Diagnóstico sobre la situación general del cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nótulas Faunísticas – Segunda Serie*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara 200: 1-16.
- RE Lucca (1992) Nidificación del halconcito colorado (*Falco Sparverius*) en nidos de cotorra (*Myopsitta monachus*). *Hornero* 13: 238-240.
- F Lucero (2012) Nuevos registros y distribuciones de aves para la provincia de San Juan, Mendoza y la Rioja. Parte II. *Nótulas faunísticas*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara 97: 1-10.
- JJ Maceda (2007) Biología y conservación del águila coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) en Argentina. *Hornero* 22 (2): 159–171.
- J Mancini (2011) Inventario de las Aves del Parque Escolar Rural Enrique Berduc. Secretaría de Turismo de la provincia de Entre Ríos.
- J Mancini (2015) Avistaje de aves, Entre Ríos una tierra diferente. Info Tour Guías Turísticas y Secretaría de Turismo de Entre Ríos. Paraná, Entre Ríos. p. 48.
- G Marateo, H Povedano, J Alonso (2009) Inventario de las aves del Parque Nacional El Palmar, Argentina. *Cotinga* 31 (1): 47–60.
- J Milat, F Moschione, J Klimaitis (1985) Azor variado, Tachuri coludo y Anó Grande en Entre Ríos. *Nuestras Aves* 6: 6-8.
- M Milkovic, MC Marino, F Miñarro (2013) Distribución y cobertura de pastizales y sabanas de llanura en la Argentina. Pastizales y sabanas del cono sur de Sudamérica: iniciativas para su conservación en la Argentina. Temas de Naturaleza y Conservación, Monografía de Aves Argentinas N°9. Aves Argentinas/AOP, Fundación Vida Silvestre Argentina e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- S Narosky (1973) Una nueva especie de *Sporophila* para la avifauna argentina. Basado en estudios de campo y material coleccionado por el Dr. R. Zelich, de Pronunciamiento, Entre Ríos. *Hornero* 11 (3): 169-171.
- S Narosky (1983) Registros nuevos o infrecuentes de aves Argentinas. *Hornero* 2: 122-126.
- M Nores (2002) Taguató negro (*Buteo leucorrhous*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 43: 14.
- D Ortiz (2008) Distribución histórica y actual del Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) en el litoral fluvial argentino. *INSUGEO, Miscelánea* 17: 121-126.
- AF Parera (1990) Nuevos registros y localidades para el Aguilucho Langostero. *Nuestras Aves*

21: 28-29.

- AF Parera (1990) Zorzalito Migrador (*Catharus ustulatus*) en Entre Ríos. *Nuestras Aves* 22: 31.
- S Passafaro (2012) Primeros registros de Saíra dorada (*Hemithraupis guira*) para la provincia de Entre Ríos. *EcoRegistros* 2 (11): 11–13.
- MEM Pessino (2006) Nuevo registro y descripción de híbridos entre Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) y Diuca común (*Diuca diuca*) en la provincia de La Pampa, Argentina. *Nuestras Aves* 52: 16-18.
- F Reales, L Prevedel, G Savor, S Tessore (2015) Primeros registros del cerquero de collar (*Arremon flavirostris*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *EcoRegistros* 5 (6): 12–14.
- I Roesler, H Povedano H., AS Di Giacomo, O Spitznagel (2006) La monterita canela (*Poospiza ornata*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 51: 34-35.
- AL Ronchi-Virgolini, RE Lorenzón, JM Alonso (2010) Ensamble de aves del Parque Nacional Pre-Delta (Entre Ríos, Argentina): Análisis de la importancia ornitológica de distintas unidades ambientales. *Hornero* 25(1): 27-40.
- R Rossi (1956) Nuevo hallazgo de la Pajera de Pico Recto en el Uruguay. *Hornero* 10 (2): 164-166.
- P Rovira, AH Beltzer (1992) Picaflor de Antifaz (AVES: TROCHILIDAE). Una nueva especie para la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Rev Asoc Cienc Nat Lit* 23 (1 y 2): 71-72.
- MD Saggese, ER De Lucca, SF Krapovickas, EH Haene (1996) Presencia del Aguila pescadora (*Pandion Haliaeetus*) en Argentina y Uruguay. *Hornero* 14: 44-49.
- S Salvador, T Narosky, L Salvador (1985) Colonia de Nidificación en Entre Ríos. *Nuestras Aves* 7 (5): 11–13.
- JA Sarquis, J Alonso, AR Giraudo, A Berduc (2017) First records of *Calidris canutus* Linnaeus, 1758 (Charadriiformes: Scolopacidae) and *Trogon surrucura* Vieillot, 1817 (Trogoniformes: Trogonidae) for Entre Ríos province (Argentina), and noteworthy reports of other birds in protected areas. *Check List* 13 (6): 1067–1073.
- P Serié, CH Smyth (1923) Notas sobre aves de Santa Elena (E. Ríos). *Hornero* 3 (1): 37-55.
- CH Smyth (1927) Descripción de una colección de huevos de aves argentinas. *Hornero* 4 (1): 1-16.
- CH Smyth (1928) Descripción de una colección de huevos de aves Argentinas. *Hornero* 4 (2): 125-152.
- Tesina: AN Patterer (2002) Dieta de la Lechuza de los campanarios, *Tyto alba* tuidara (Gray, 1879) (Aves: Tytonidae) en la Provincia de Entre Ríos, Argentina. Diciembre 2002.
- Tesina: A Berduc (1997) *Variación latitudinal de los ensambles de aves en la selva de ribera del Parana medio*. BSc Thesis. Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba.
- FJ Torrano (1987) Presencia del picaflor negro cola blanca en Concordia - Entre Rios, Argentina. *Nuestras Aves* 13: 12-13.
- FJ Torrano (1990) *Psittacara leucophthalmus* en Concordia, Entre Ríos. *Nuestras Aves* 22: 30.
- JO Veiga (2007) Ceibas. En: *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina*.

Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad, Temas de Naturaleza y Conservación 5. (Ed: AS Di Giacomo, MV De Francesco, EG Coconier). Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, p. 498.

- N Villanova, J Klavins (2011) Primer registro de Mosqueta Ceja Blanca (*Cnemotriccus fuscatus*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 56: 22-23.
- ARP Zapata (1975) Aves observadas en la proximidad de la confluencia de los ríos Uruguay y Gualeguaychú, provincia de Entre Ríos. *Hornero* 11 (4): 291-304.
- ARP Zapata (2002) Nuevos datos del tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*) en el departamento Gualeguaychú, provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 44: 13-14.
- A Zotta (1940) Lista sobre el contenido estomacal de las aves argentinas. *Hornero* 7 (3): 402-411.

13.3. Anexo III: Listado de las Aves registradas para Entre Ríos

Se presenta a continuación una tabla con el listado de especies, en el cual se incluye el estatus (grado de amenaza, modelada), la cantidad de registros por localidad, celda y su abundancia, la fuente del cual fue obtenido el registro, una comparación con los listados más completos hasta el momento y un análisis temporal de los registros por especie. La siguiente tabla representa el listado avifaunal más completo hasta la fecha diseñado para la provincia de Entre Ríos.

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
1	<i>Accipiter bicolor</i>	Modelada	14	17	7	X	X		X		X			X
2	<i>Accipiter striatus</i>	Modelada	30	35	10	X	X	X	X	X	X	X	X	X
3	<i>Actitis macularius</i>	Modelada	5	5	5		X		X				X	X
4	<i>Agelaioides badius</i>	No amenazada	294	1414	38	X	X	X	X	X	X	X		X
5	<i>Agelasticus cyanopus</i>	No amenazada	53	207	20	X	X	X	X	X	X	X	X	X
6	<i>Agelasticus thilius</i>	Modelada	54	85	17	X	X		X	X	X	X	X	X
7	<i>Agriornis murinus</i>	Modelada	1	1	1		X							X
8	<i>Alectrurus risora</i>	Vulnerable	10	10	2		X			X			X	X
9	<i>Alopochelidon fucata</i>	Modelada	22	33	16		X		X	X	X	X		X
10	<i>Amazona aestiva</i>	Ave comercial	1	1	1			X					X	
11	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	No amenazada	261	1142	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12	<i>Amblyramphus</i>	Modelada	61	122	16	X	X	X	X	X		X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
	<i>holosericeus</i>													
13	<i>Ammodramus humeralis</i>	No amenazada	102	237	33	X	X	X	X	X		X	X	X
14	<i>Anairetes flavirostris</i>	Modelada	2	2	2		X			X	X			X
15	<i>Anas bahamensis</i>	Modelada	25	46	16	X	X		X	X	X	X	X	X
16	<i>Anas cyanoptera</i>	Modelada	18	24	12	X	X	X	X	X	X	X		X
17	<i>Anas discors</i>	Vagrante	1	1	1		X				X			X
18	<i>Anas flavirostris</i>	No amenazada	137	339	35	X	X		X	X	X	X		X
19	<i>Anas georgica</i>	No amenazada	44	86	21	X	X	X	X	X	X	X	X	X
20	<i>Anas platalea</i>	Modelada	28	43	13	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21	<i>Anas sibilatrix</i>	Modelada	21	26	14		X	X	X	X	X	X	X	X
22	<i>Anas versicolor</i>	No amenazada	72	177	28	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23	<i>Anhinga anhinga</i>	Modelada	49	151	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24	<i>Anthracothorax nigricollis</i>	Modelada	6	6	4	X	X							X
25	<i>Anthus chacoensis</i>	Modelada	3	3	3		X		X					X
26	<i>Anthus correndera</i>	Modelada	25	26	14		X	X	X	X		X	X	X
27	<i>Anthus furcatus</i>	Modelada	16	19	9		X	X	X	X	X	X	X	X
28	<i>Anthus hellmayri</i>	Modelada	21	21	14		X	X	X				X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
29	<i>Anthus lutescens</i>	No amenazada	63	76	27	X	X	X	X	X	X	X	X	X
30	<i>Anumbius annumbi</i>	No amenazada	183	315	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
31	<i>Aramides cajaneus</i>	Modelada	30	35	15	X	X		X	X	X	X		X
32	<i>Aramides ypecaha</i>	No amenazada	247	579	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X
33	<i>Aramus guarauna</i>	No amenazada	220	449	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
34	<i>Ardea alba</i>	No amenazada	262	2429	35	X	X	X	X	X	X	X	X	X
35	<i>Ardea cocoi</i>	No amenazada	149	326	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
36	<i>Arremon flavirostris</i>	Modelada	8	9	2		X		X					X
37	<i>Arundinicola leucocephala</i>	Modelada	7	10	5		X	X	X	X		X	X	X
38	<i>Asio clamator</i>	Modelada	19	22	15	X	X	X	X	X	X	X	X	X
39	<i>Asio flammeus</i>	Modelada	31	34	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
40	<i>Asthenes baeri</i>	No amenazada	51	80	20	X	X	X	X	X	X		X	X
41	<i>Asthenes hudsoni</i>	Casi amenazada	16	16	6		X		X	X				X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
42	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	Modelada	16	22	11		X	X	X		X		X	X
43	<i>Athene cunicularia</i>	No amenazada	137	208	35	X	X	X	X	X	X	X	X	X
44	<i>Bartramia longicauda</i>	Modelada	24	84	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
45	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Modelada	34	51	12	X	X		X	X	X	X		X
46	<i>Botaurus pinnatus</i>	Modelada	7	7	6		X		X	X	X		X	X
47	<i>Bubo virginianus</i>	Modelada	21	27	15	X	X	X	X	X	X	X	X	X
48	<i>Bubulcus ibis</i>	No amenazada	143	1344	33	X	X		X	X	X	X		X
49	<i>Busarellus nigricollis</i>	Modelada	8	8	7		X		X			X		X
50	<i>Buteo swainsoni</i>	Modelada	28	183	1	X	X		X	X	X	X		X
51	<i>Buteogallus coronatus</i>	Modelada	1	1	1		X			X				X
52	<i>Buteogallus meridionalis</i>	No amenazada	160	234	14	X	X	X	X	X	X	X	X	X
53	<i>Buteogallus urubitinga</i>	Modelada	18	19	15	X	X	X	X	X	X	X	X	X
54	<i>Butorides striata</i>	No amenazada	122	210	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X
55	<i>Cacicus chrysopterus</i>	Modelada	22	31	12	X	X	X	X	X	X	X	X	X
56	<i>Cacicus solitarius</i>	No amenazada	77	130	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
57	<i>Cairina moschata</i>	Modelada	21	34	11	X	X	X	X	X	X		X	X
58	<i>Calidris alba</i>	Modelada	2	2	1		X			X				X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
59	<i>Calidris bairdii</i>	Modelada	8	8	4		X		X	X	X			X
60	<i>Calidris canutus</i> *	Modelada	1	1	1	X								X
61	<i>Calidris fuscicollis</i>	Modelada	15	32	8	X	X	X	X	X	X		X	X
62	<i>Calidris himantopus</i>	Modelada	6	6	3		X		X	X				X
63	<i>Calidris melanotos</i>	No amenazada	47	87	22	X	X	X	X	X	X	X	X	X
64	<i>Calidris subruficollis</i>	Casi amenazada	16	16	5		X		X	X				X
65	<i>Callonetta leucophrys</i>	No amenazada	78	160	23	X	X		X	X	X	X		X
66	<i>Campephilus leucopogon</i>	Modelada	34	43	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
67	<i>Camptostoma obsoletum</i>	No amenazada	84	160	24	X	X	X	X	X		X		X
68	<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	Modelada	20	25	6	X	X		X	X				X
69	<i>Caracara plancus</i>	No amenazada	405	832	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
70	<i>Cariama cristata</i>	Modelada	4	4	2		X			X	X		X	X
71	<i>Casiornis rufus</i>	Modelada	4	8	2	X	X		X					X
72	<i>Cathartes aura</i>	Modelada	46	70	15	X	X	X	X	X	X	X	X	X
73	<i>Cathartes burrovianus</i>	Modelada	17	22	7	X	X		X	X		X		X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
74	<i>Catharus ustulatus</i>	No amenazada	3	3	2	X	X				X			X
75	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Modelada	55	116	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
76	<i>Charadrius collaris</i>	No amenazada	60	93	24	X	X	X	X	X	X	X	X	X
77	<i>Charadrius falklandicus</i>	Modelada	2	2	2		X		X	X				X
78	<i>Charadrius modestus</i>	Modelada	10	10	8	X	X		X	X		X		X
79	<i>Charadrius semipalmatus</i>	Modelada	1	1	1		X						X	X
80	<i>Chauna torquata</i>	No amenazada	155	518	33	X	X	X	X	X	X	X		X
81	<i>Chloroceryle amazona</i>	No amenazada	81	111	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X
82	<i>Chloroceryle americana</i>	No amenazada	100	148	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
83	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	No amenazada	121	245	35	X	X	X	X	X	X	X	X	X
84	<i>Chordeiles minor</i>	Modelada	2	2	1		X							X
85	<i>Chordeiles nacunda</i>	No amenazada	73	179	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
86	<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	No amenazada	42	82	20	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
87	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Modelada	61	277	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
88	<i>Chrysomus ruficapilus</i>	No amenazada	136	1373	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
89	<i>Ciconia maguari</i>	No amenazada	180	350	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
90	<i>Cinclodes fuscus</i>	Modelada	31	36	14		X		X		X	X	X	X
91	<i>Circus buffoni</i>	No amenazada	88	143	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
92	<i>Circus cinereus</i>	Modelada	17	17	9	X	X	X	X	X	X		X	X
93	<i>Cistothorus platensis</i>	Modelada	6	6	4	X	X		X	X				X
94	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Modelada	2	3	2		X							X
95	<i>Coccyua cinerea</i>	Modelada	19	22	12	X	X		X	X			X	X
96	<i>Coccyzus americanus</i>	Modelada	5	5	3		X	X	X				X	X
97	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	No amenazada	65	90	27	X	X	X	X	X	X	X	X	X
98	<i>Colaptes campestris</i>	No amenazada	258	453	35	X	X	X	X	X	X	X	X	X
99	<i>Colaptes melanochloros</i>	No amenazada	284	568	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X
100	<i>Columbina picuí</i>	No amenazada	506	1657	13	X	X		X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
101	<i>Columbina talpacoti</i>	Modelada	18	29	3	X	X		X	X		X		X
102	<i>Conirostrum speciosum*</i>	Modelada	3	3	2	X	X		X					X
103	<i>Coragyps atratus</i>	No amenazada	56	90	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
104	<i>Coryphistera alaudina</i>	No amenazada	83	179	24	X	X	X	X	X	X	X	X	X
105	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	No amenazada	79	146	18	X	X	X	X	X	X	X	X	X
106	<i>Coscoroba coscoroba</i>	No amenazada	29	48	29	X	X	X	X	X	X	X	X	X
107	<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	No amenazada	132	193	18	X	X	X	X	X	X	X	X	X
108	<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	Modelada	25	36	15	X	X		X	X	X	X	X	X
109	<i>Crotophaga ani</i>	Modelada	33	49	4	X	X	X	X	X	X	X	X	X
110	<i>Crotophaga major</i>	Modelada	7	13	1	X	X		X	X	X			X
111	<i>Crypturellus tataupa</i>	Improbable	1	1	1			X			X		X	
112	<i>Culicivora caudacuta</i>	Vulnerable	7	7	5		X				X			X
113	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Modelada	74	87	11	X	X	X	X	X		X	X	X
114	<i>Cyanocorax chrysops</i>	amenazada	25	40	10	X	X		X	X	X	X		X
115	<i>Cyanoloxia</i>	Modelada	22	75	13	X	X	X	X	X	X		X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
	<i>glaucocaerulea</i>													
116	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	No amenazada	166	292	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
117	<i>Cygnus melancoryphus</i>	Modelada	25	33	14	X	X	X	X	X	X	X	X	X
118	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Modelada	23	518	11	X	X		X	X		X		X
119	<i>Dendrocygna bicolor</i>	No amenazada	38	50	24		X	X	X	X	X	X	X	X
120	<i>Dendrocygna viduata</i>	No amenazada	130	1155	35	X	X	X	X	X	X	X	X	X
121	<i>Diuca diuca</i>	Modelada	5	5	3		X	X		X			X	X
122	<i>Dolichonyx oryzivorus</i>	Modelada	5	175	4	X	X		X					X
123	<i>Donacospiza albifrons</i>	Modelada	36	82	16	X	X		X	X	X	X		X
124	<i>Drymornis bridgesii</i>	No amenazada	170	276	33	X	X	X	X	X	X	X	X	X
125	<i>Egretta caerulea</i>	Modelada	3	4	2			X	X				X	X
126	<i>Egretta thula</i>	No amenazada	244	2551	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X
127	<i>Elaenia albiceps</i>	Modelada	9	9	4	X	X		X	X	X			X
128	<i>Elaenia parvirostris</i>	No amenazada	101	188	30		X	X	X	X	X	X	X	X
129	<i>Elaenia spectabilis</i>	No	43	77	19	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
130	<i>Elanus leucurus</i>	No amenazada	87	170	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
131	<i>Eleothreptus anomalus</i>	Casi amenazada	10	11	4		X							X
132	<i>Emberizoides ypiranganus</i>	Modelada	6	26	3		X		X	X				X
133	<i>Embernagra platensis</i>	No amenazada	196	441	33	X	X	X	X	X	X	X	X	X
134	<i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i>	No amenazada	125	189	30	X	X	X	X	X	X	X	X	X
135	<i>Empidonomus varius</i>	Modelada	4	4	2		X			X	X			X
136	<i>Euphonia chlorotica</i>	Modelada	14	14	6	X	X		X		X			X
137	<i>Euphonia cyanocephala</i>	Modelada	1	2	1				X					X
138	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	No amenazada	81	140	28	X	X	X	X	X	X	X	X	X
139	<i>Falco femoralis</i>	No amenazada	48	58	24	X	X	X	X	X	X	X	X	X
140	<i>Falco peregrinus</i>	Modelada	11	11	8		X		X	X			X	X
141	<i>Falco sparverius</i>	No amenazada	231	353	35	X	X	X	X	X	X	X		X
142	<i>Florisuga fusca</i>	Modelada	4	4	3	X	X				X			X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
143	<i>Fluvicola albiventer</i>	Modelada	36	41	16	X	X	X	X	X	X	X	X	X
144	<i>Fulica armillata</i>	Modelada	19	27	11	X	X	X	X	X	X	X		X
145	<i>Fulica leucoptera</i>	No amenazada	68	766	26	X	X	X	X	X	X	X	X	X
146	<i>Fulica rufifrons</i>	Modelada	23	29	14	X	X	X	X	X	X	X	X	X
147	<i>Furnarius rufus</i>	No amenazada	685	1668	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
148	<i>Gallinago paraguayae</i>	No amenazada	107	178	30	X	X	X	X	X	X	X	X	X
149	<i>Gallinula galeata</i>	No amenazada	129	317	33	X	X	X	X	X	X	X	X	X
150	<i>Gampsonyx swainsonii</i>	Modelada	9	10	3		X		X					X
151	<i>Gelochelidon nilotica</i>	Modelada	2	2	2				X	X				X
152	<i>Geositta cunicularia</i>	Modelada	14	19	6		X	X	X	X	X		X	X
153	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	No amenazada	127	345	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
154	<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Modelada	42	64	22	X	X	X	X	X		X	X	X
155	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Modelada	9	11	6		X	X	X	X	X		X	X
156	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Modelada	4	4	4		X	X		X	X		X	X
157	<i>Geranospiza</i>	Modelada	22	24	13	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
	<i>caerulescens</i>													
158	<i>Glaucidium brasilianum</i>	Modelada	32	45	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
159	<i>Glaucidium nana</i>	Modelada	3	3	3		X	X		X			X	
160	<i>Gnorimopsar chopi</i>	Modelada	15	31	9		X		X	X	X	X	X	X
161	<i>Gubernatrix cristata</i>	En peligro	74	136	19	X	X	X	X	X	X	X	X	X
162	<i>Guira guira</i>	No amenazada	400	922	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
163	<i>Helimaster furcifer</i>	Modelada	56	98	21	X	X	X	X	X	X	X	X	X
164	<i>Hemithraupis guira</i>	No amenazada	2	2	1		X							X
165	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	No amenazada	81	283	24	X	X	X	X	X	X	X	X	X
166	<i>Heteronetta atricapilla</i>	Modelada	9	10	8		X		X		X	X		X
167	<i>Himantopus mexicanus</i>	No amenazada	133	307	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X
168	<i>Hirundo rustica</i>	Modelada	20	32	10	X	X		X					X
169	<i>Hydropsalis torquata</i>	Modelada	59	81	17	X	X	X	X	X	X	X		X
170	<i>Hylocharis chrysura</i>	No amenazada	86	265	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
171	<i>Hymenops perspicillata</i>	No amenazada	136	319	27	X	X	X	X	X	X	X	X	X
172	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	No	120	277	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
173	<i>Ictinia mississippiensis</i>	Modelada	3	4	1	X			X					X
174	<i>Ictinia plumbea</i>	Modelada	2	2	2		X				X			X
175	<i>Ixobrychus involucris</i>	Modelada	14	15	10		X		X	X	X	X	X	X
176	<i>Jabiru mycteria</i>	Modelada	6	6	6	X	X		X	X		X		X
177	<i>Jacana jacana</i>	No amenazada	288	742	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
178	<i>Knipolegus aterrimus</i>	Modelada	7	7	6		X		X	X		X		X
179	<i>Knipolegus cyanirostris</i>	Modelada	24	30	13		X	X	X	X	X		X	X
180	<i>Larus dominicanus</i>	Modelada	12	19	9		X	X	X	X	X	X	X	X
181	<i>Laterallus leucopyrrhus</i>	Modelada	5	36	5		X		X	X				X
182	<i>Laterallus melanophaius</i>	Modelada	29	36	13	X	X		X	X				X
183	<i>Lathrotriccus euleri</i>	Modelada	23	32	12	X	X		X			X		X
184	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	No amenazada	235	392	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X
185	<i>Leptasthenura platensis</i>	Modelada	51	83	22	X	X	X	X	X	X	X	X	X
186	<i>Leptotila verreauxi</i>	No amenazada	260	774	33	X	X	X	X	X	X	X	X	X
187	<i>Lessonia rufa</i>	Modelada	37	48	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
188	<i>Leucochloris albicollis</i>	Modelada	10	12	8		X		X					X
189	<i>Limnortyx rectirostris</i>	Casi amenazada	63	63	4	X	X		X	X	X		X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
190	<i>Limnornis curvirostris</i>	Modelada	24	38	6		X	X	X	X	X		X	X
191	<i>Limosa haemastica</i>	Modelada	3	3	2	X	X		X					X
192	<i>Machetornis rixosa</i>	No amenazada	219	413	29	X	X	X	X	X	X	X	X	X
193	<i>Megascops torquata</i>	No amenazada	97	140	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
194	<i>Megascops choliba</i>	No amenazada	71	102	26	X	X	X	X	X	X	X	X	X
195	<i>Melanerpes cactorum</i>	No amenazada	107	160	27	X	X	X	X	X	X	X	X	X
196	<i>Melanerpes candidus</i>	No amenazada	120	239	9	X	X	X	X	X	X	X	X	X
197	<i>Milvago chimachima</i>	Modelada	21	25	13	X	X		X	X				X
198	<i>Milvago chimango</i>	No amenazada	215	339	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
199	<i>Mimus patagonicus</i>	Modelada	2	2	2				X	X				X
200	<i>Mimus saturninus</i>	No amenazada	407	814	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
201	<i>Mimus triurus</i>	No amenazada	75	113	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
202	<i>Molothrus bonariensis</i>	No amenazada	450	2079	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
203	<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	No amenazada	1	1	1				X	X				X
204	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	No amenazada	128	341	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
205	<i>Mustelirallus albicollis</i>	Modelada	4	4	3		X							X
206	<i>Mustelirallus erythrops</i>	Modelada	2	2	1		X		X					X
207	<i>Mycteria americana</i>	No amenazada	88	214	28	X	X	X	X	X	X	X	X	X
208	<i>Myiarchus ferox</i>	Modelada	3	16	3		X							X
209	<i>Myiarchus swainsoni</i>	No amenazada	66	108	26	X	X	X	X	X	X	X	X	X
210	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Modelada	9	9	4	X	X	X	X				X	X
211	<i>Myiodynastes maculatus</i>	No amenazada	60	119	23	X	X	X	X	X	X	X	X	X
212	<i>Myiophobus fasciatus</i>	No amenazada	72	125	25	X	X	X	X		X	X	X	X
213	<i>Myiopsitta monachus</i>	No amenazada	603	6303	8	X	X		X	X	X	X	X	X
214	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Modelada	59	234	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
215	<i>Neoxolmis rufiventris</i>	Modelada	3	3	3				X	X				X
216	<i>Netta peposaca</i>	No	69	258	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
217	<i>Nomonyx dominicus</i>	Modelada	16	22	11		X	X	X	X	X	X	X	X
218	<i>Nothura maculosa</i>	No amenazada	291	502	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
219	<i>Nyctibius griseus</i>	Modelada	15	25	8	X	X		X	X	X	X		X
220	<i>Nycticorax nycticorax</i>	No amenazada	88	153	28	X	X	X	X	X	X	X	X	X
221	<i>Nycticryphes semicollaris</i>	Modelada	16	16	9	X	X	X	X		X	X	X	X
222	<i>Nyctidromus albicollis</i>	No amenazada	1	1	1		X							
223	<i>Oreopholus ruficollis</i>	Modelada	5	5	4		X		X	X				X
224	<i>Ortalis canicollis</i>	Modelada	23	43	6	X		X	X		X		X	X
225	<i>Oxyura vittata</i>	Modelada	6	11	6		X	X	X		X	X	X	X
226	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	No amenazada	41	101	19	X	X	X	X	X	X	X	X	X
227	<i>Pachyramphus viridis</i>	Modelada	20	26	10	X	X		X		X	X		X
228	<i>Pandion haliaetus</i>	Modelada	21	21	10		X		X		X	X		X
229	<i>Parabuteo leucorrhous</i>	No amenazada	1	1	1		X							X
230	<i>Parabuteo unicinctus</i>	No amenazada	85	108	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
231	<i>Pardirallus maculatus</i>	Modelada	21	25	11	X	X	X	X	X	X	X		X
232	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	Modelada	55	73	21	X	X	X	X	X	X	X	X	X
233	<i>Paroaria capitata</i>	No amenazada	65	96	24	X	X	X	X	X	X	X	X	X
234	<i>Paroaria coronata</i>	No amenazada	528	1665	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
235	<i>Patagioenas maculosa</i>	No amenazada	396	750	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
236	<i>Patagioenas picazuro</i>	No amenazada	303	989	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
237	<i>Penelope obscura</i>	Modelada	12	14	4		X		X	X		X		X
238	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	Modelada	25	50	12	X	X		X	X	X	X	X	X
239	<i>Phacellodomus ruber</i>	No amenazada	89	266	27	X	X	X	X	X	X	X	X	X
240	<i>Phacellodomus sibilatrix</i>	No amenazada	73	106	30	X	X	X	X	X	X	X	X	X
241	<i>Phacellodomus striaticollis</i>	No amenazada	104	286	30	X	X		X	X	X	X	X	X
242	<i>Phaetusa simplex</i>	No amenazada	54	104	21	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
243	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	No amenazada	146	483	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
244	<i>Phalaropus tricolor</i>	Modelada	12	12	8		X		X			X		X
245	<i>Pheucticus aureoventris</i>	No amenazada	1	1	1		X			X			X	
246	<i>Phimosus infuscatus</i>	No amenazada	119	501	30	X	X		X	X	X	X	X	X
247	<i>Phleocryptes melanops</i>	Modelada	43	62	21	X	X	X	X		X	X	X	X
248	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Modelada	12	12	9	X	X	X	X	X	X	X	X	X
249	<i>Phrygilus carbonarius</i>	No amenazada	2	2	1				X					X
250	<i>Phylloscartes ventralis</i>	Modelada	32	35	11	X	X		X	X	X	X		X
251	<i>Phytotoma rutila</i>	No amenazada	76	100	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
252	<i>Piaya cayana</i>	Modelada	24	30	13	X	X	X	X		X	X	X	X
253	<i>Picumnus cirratus</i>	No amenazada	82	122	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
254	<i>Pionus maximiliani</i>	Ave comercial	2	2	1		X							X
255	<i>Pipraeidea bonariensis</i>	No amenazada	68	97	27	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
256	<i>Pipraeidea melanonota</i>	Modelada	10	11	5		X	X	X					X
257	<i>Piranga flava</i>	No amenazada	68	129	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
258	<i>Pitangus sulphuratus</i>	No amenazada	597	1300	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
259	<i>Platalea ajaja</i>	No amenazada	105	223	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
260	<i>Plegadis chií</i>	No amenazada	210	4937	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
261	<i>Pluvialis dominica</i>	Modelada	27	33	13	X	X	X	X	X	X	X	X	X
262	<i>Pluvialis squatarola</i>	Modelada	1	1	1				X					X
263	<i>Podiceps major</i>	Modelada	37	76	17		X	X	X	X	X	X	X	X
264	<i>Podilymbus podiceps</i>	No amenazada	58	77	21	X	X	X	X	X	X	X	X	X
265	<i>Polioptila dumicola</i>	No amenazada	282	658	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X
266	<i>Polystictus pectoralis</i>	Casi amenazada	50	87	10		X	X	X		X		X	X
267	<i>Poospiza cabanisi</i>	Modelada	18	35	9	X	X		X	X		X		X
268	<i>Poospiza melanoleuca</i>	No amenazada	153	327	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
269	<i>Poospiza nigrorufa</i>	No	122	325	33	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
270	<i>Poospiza ornata</i>	Modelada	3	3	3		X							X
271	<i>Poospiza torquata</i>	Modelada	8	8	3	X	X		X	X	X		X	X
272	<i>Porphyrio martinica</i>	Modelada	31	35	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
273	<i>Porphyriops melanops</i>	No amenazada	76	94	30	X	X	X	X	X		X	X	X
274	<i>Porzana flaviventer</i>	Modelada	1	1	1		X							X
275	<i>Progne chalybea</i>	No amenazada	84	207	28	X	X	X	X	X	X	X	X	X
276	<i>Progne elegans</i>	Modelada	18	24	13		X		X	X	X	X		X
277	<i>Progne tapera</i>	No amenazada	365	664	38	X	X	X	X		X	X		X
278	<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	Modelada	1	1	1				X					X
279	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	Modelada	28	42	13	X	X		X	X		X		X
280	<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>	Modelada	21	22	13	X	X	X	X	X		X	X	X
281	<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	Modelada	3	3	2		X		X	X	X		X	X
282	<i>Pseudoleistes virescens</i>	No amenazada	187	559	36	X	X	X	X	X	X		X	X
283	<i>Pseudoseisura lophotes</i>	No	263	523	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
284	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Modelada	10	23	5		X	X		X	X	X	X	X
285	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Modelada	37	134	17	X	X		X	X	X	X		X
286	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	No amenazada	132	245	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
287	<i>Ramphastos toco</i> *	No amenazada	1	1	1	X								X
288	<i>Rhea americana</i>	Casi amenazada	184	540	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
289	<i>Rhinchospiza strigiceps</i>	Modelada	9	20	7	X	X		X	X	X	X	X	X
290	<i>Rhynchotus rufescens</i>	No amenazada	149	231	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X
291	<i>Riparia riparia</i>	Modelada	24	29	13	X	X		X		X	X		X
292	<i>Rollandia rolland</i>	Modelada	46	53	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
293	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	No amenazada	156	412	33	X	X	X	X	X	X	X	X	X
294	<i>Rupornis magnirostris</i>	No amenazada	287	450	38	X	X	X	X	X	X	X		X
295	<i>Rynchops niger</i>	Modelada	31	47	17	X	X		X	X	X	X	X	X
296	<i>Saltator aurantirostris</i>	No	360	852	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
297	<i>Saltator coerulescens</i>	No amenazada	158	454	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
298	<i>Saltator similis</i>	Modelada	78	120	22	X	X	X	X	X	X	X	X	X
299	<i>Saltatricula multicolor</i>	Modelada	30	38	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
300	<i>Sarcoramphus papa</i>	No amenazada	3	3	2	X	X							X
301	<i>Sarkidiornis melanotos</i>	Modelada	9	12	4	X	X	X	X		X	X	X	X
302	<i>Satrapa icterophrys</i>	No amenazada	71	99	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X
303	<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	No amenazada	131	206	32	X	X	X	X	X	X	X	X	X
304	<i>Serpophaga griseicapilla</i>	Modelada	41	49	17	X	X		X					X
305	<i>Serpophaga nigricans</i>	Modelada	68	122	21	X	X	X	X	X	X	X	X	X
306	<i>Serpophaga subcristata</i>	No amenazada	148	293	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
307	<i>Setopagis parvula</i>	Modelada	37	50	21	X	X		X	X	X	X	X	X
308	<i>Setophaga pitaiyumi</i>	No amenazada	84	184	25	X	X	X	X	X		X	X	X
309	<i>Sicalis flaveola</i>	No amenazada	280	696	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
310	<i>Sicalis luteola</i>	No amenazada	275	1711	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
311	<i>Sittasomus griseicapillus*</i>	Modelada	1	1	1		X							X
312	<i>Spartonoica maluroides</i>	Casi amenazada	34	37	11	X	X	X	X	X	X		X	X
313	<i>Spinus magellanicus</i>	No amenazada	109	281	30	X	X	X	X	X	X	X	X	X
314	<i>Sporophila caerulecens</i>	No amenazada	195	486	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
315	<i>Sporophila cinnamomea</i>	Vulnerable	76	350	11	X	X	X	X		X	X		X
316	<i>Sporophila collaris</i>	Modelada	36	57	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
317	<i>Sporophila hypochroma</i>	Casi amenazada	20	34	12	X	X		X		X			X
318	<i>Sporophila hypoxantha</i>	Modelada	24	84	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
319	<i>Sporophila leucoptera*</i>	Modelada	1	1	1	X								X
320	<i>Sporophila palustris</i>	En peligro	51	77	13		X	X	X	X	X		X	X
321	<i>Sporophila ruficollis</i>	Casi amenazada	142	280	26	X	X	X	X	X	X	X		X
322	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Modelada	12	15	7		X		X	X	X			X
323	<i>Stephanophorus diadematus</i>	Modelada	30	44	12	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
324	<i>Sterna trudeaui</i>	Modelada	19	51	17		X	X	X	X	X	X	X	X
325	<i>Sternula superciliaris</i>	Modelada	36	45	17	X	X	X	X	X	X	X	X	X
326	<i>Sturnella defilippii</i>	Vulnerable	4	4	2		X	X		X			X	X
327	<i>Sturnella loyca</i>	Modelada	3	3	2				X					X
328	<i>Sturnella superciliaris</i>	No amenazada	157	1369	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
329	<i>Sublegatus modestus</i>	Modelada	28	44	14	X	X	X	X			X		X
330	<i>Suiriri suiriri</i>	No amenazada	99	132	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X
331	<i>Synallaxis albescens</i>	No amenazada	75	126	27	X	X		X	X	X	X	X	X
332	<i>Synallaxis frontalis</i>	No amenazada	185	364	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
333	<i>Synallaxis spixi</i>	Modelada	28	35	16	X	X	X	X	X	X	X	X	X
334	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Modelada	24	36	10	X	X	X	X			X	X	X
335	<i>Syrigma sibilatrix</i>	No amenazada	192	350	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
336	<i>Systellura longirostris</i>	Modelada	28	34	11		X	X	X		X	X	X	X
337	<i>Tachuris rubrigastra</i>	Modelada	19	20	12	X	X	X	X	X	X	X	X	X
338	<i>Tachybaptus dominicus</i>	Modelada	8	12	4		X		X		X	X		X
339	<i>Tachycineta leucopyga</i>	Modelada	24	119	13	X	X		X		X	X		X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
340	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	No amenazada	159	279	35	X	X		X	X	X	X	X	X
341	<i>Tachyphonus rufus</i>	Modelada	13	14	8	X	X		X					X
342	<i>Tangara preciosa</i>	Modelada	9	9	4		X		X	X			X	X
343	<i>Tapera naevia</i>	No amenazada	136	243	28	X	X	X	X	X	X	X	X	X
344	<i>Taraba major</i>	No amenazada	166	417	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X
345	<i>Tarphonomus certhioides</i>	No amenazada	8	13	18		X		X	X	X	X	X	X
346	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Modelada	62	146	12	X	X	X	X	X	X	X	X	X
347	<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Modelada	39	105	7	X	X	X	X	X	X			X
348	<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	Modelada	12	88	4	X	X		X	X	X			X
349	<i>Theristicus caerulescens</i>	No amenazada	96	182	25	X	X	X	X			X	X	X
350	<i>Theristicus caudatus</i>	Modelada	3	3	2			X	X					X
351	<i>Thlypopsis sordida</i>	Modelada	5	12	1		X		X					X
352	<i>Thraupis sayaca</i>	No amenazada	175	341	24	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
353	<i>Tiaris obscurus</i>	Modelada	2	2	2				X					X
354	<i>Tigrisoma lineatum</i>	No amenazada	81	149	28	X	X	X	X	X	X	X	X	X
355	<i>Trichothraupis melanops</i>	Modelada	4	6	2	X	X							X
356	<i>Tringa flavipes</i>	No amenazada	64	85	20	X	X	X	X	X	X	X	X	X
357	<i>Tringa melanoleuca</i>	No amenazada	51	66	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
358	<i>Tringa solitaria</i>	Modelada	39	55	1	X	X		X	X	X	X	X	X
359	<i>Troglodytes aedon</i>	No amenazada	285	570	36	X	X	X	X	X	X	X	X	X
360	<i>Trogon surrucura</i> *	Modelada	1	1	1	X								X
361	<i>Turdus amaurochalinus</i>	No amenazada	231	664	35	X	X	X	X	X	X	X	X	X
362	<i>Turdus chiguanco</i>	No amenazada	1	1	1				X					X
363	<i>Turdus rufiventris</i>	No amenazada	198	473	38	X	X	X	X	X	X	X	X	X
364	<i>Tyrannus melancholicus</i>	No amenazada	183	343	25	X	X	X	X	X	X	X	X	X
365	<i>Tyrannus savanna</i>	No	322	603	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X

N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
366	<i>Tyto alba</i>	No amenazada	57	80	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X
367	<i>Vanellus chilensis</i>	No amenazada	578	2104	8	X	X	X	X	X	X	X	X	X
368	<i>Veniliornis mixtus</i>	No amenazada	122	191	20	X	X	X	X	X	X	X	X	X
369	<i>Veniliornis spilogaster</i>	Modelada	17	20	17		X	X	X	X	X	X	X	X
370	<i>Vireo olivaceus</i>	No amenazada	46	113	10	X	X	X	X	X	X	X	X	X
371	<i>Volatinia jacarina</i>	No amenazada	41	89	15	X	X	X	X	X	X	X	X	X
372	<i>Xanthopsar flavus</i>	Vulnerable	113	611	29		X		X	X	X	X	X	X
373	<i>Xenopsaris albinucha</i>	Modelada	34	41	17		X	X	X		X	X	X	X
374	<i>Xolmis cinereus</i>	Modelada	76	129	10	X	X	X	X	X	X	X	X	X
375	<i>Xolmis coronata</i>	No amenazada	50	63	37	X	X	X	X	X	X	X	X	X
376	<i>Xolmis dominicanus</i>	Vulnerable	36	49	10		X	X	X	X			X	X
377	<i>Xolmis irupero</i>	No amenazada	266	475	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
378	<i>Xolmis rubetra</i>	Modelada	2	2	1		X		X	X	X		X	X
379	<i>Zenaida auriculata</i>	No	690	11412	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X

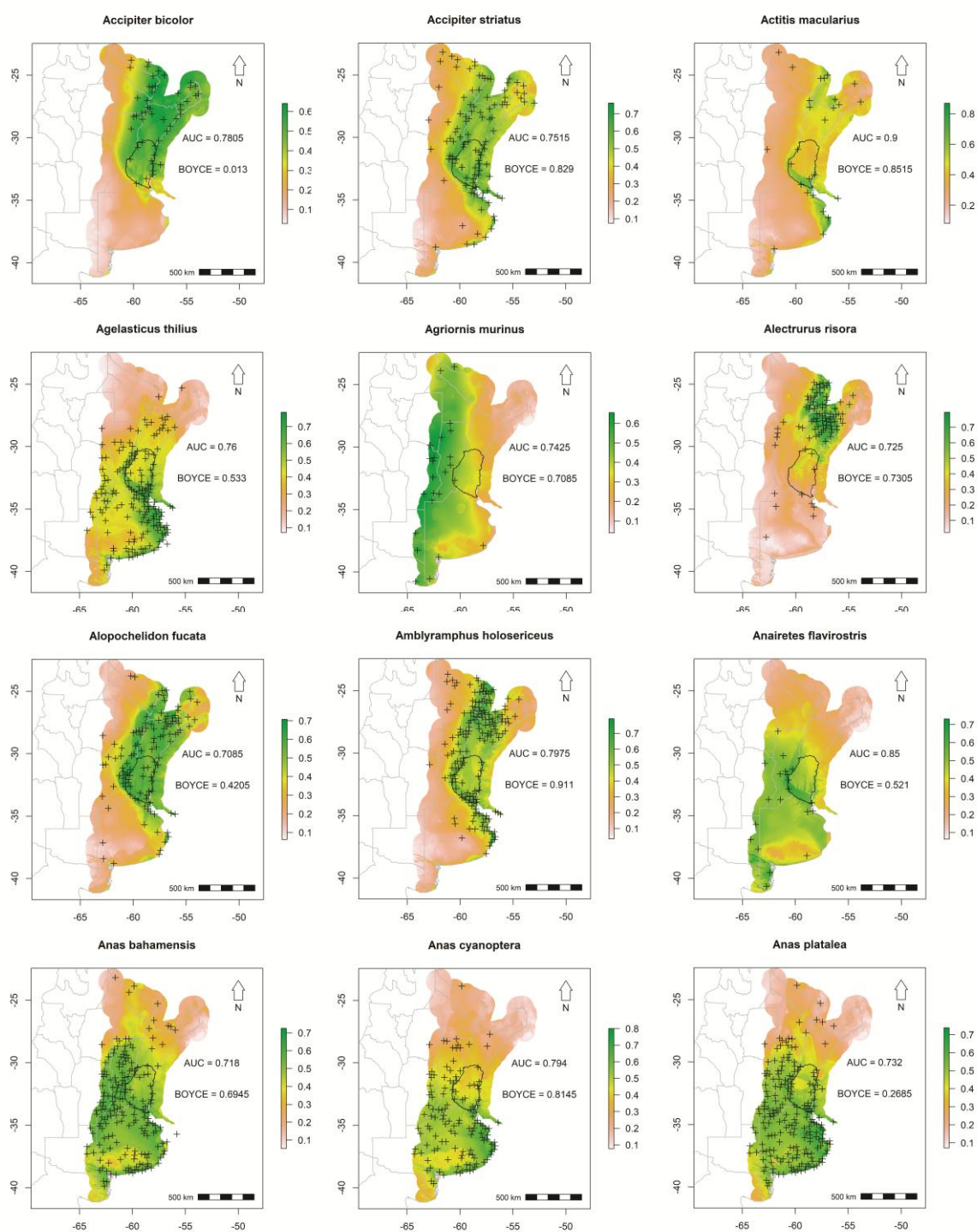
N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hasta 1967	Desde 1967
		amenazada												
380	<i>Zonotrichia capensis</i>	No amenazada	624	2304	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Especies exóticas que habitan la provincia de Entre Ríos													
381	<i>Acridotheres cristatellus</i>	Exótica	1	1	1				X					X
382	<i>Carduelis chloris</i>	Exótica	3	3	2		X	X	X					X
383	<i>Columba livia</i>	Exótica	68	186	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
384	<i>Passer domesticus</i>	Exótica	172	479	39	X	X	X	X	X	X	X	X	X
385	<i>Sturnus vulgaris</i>	Exótica	7	7	6		X		X					X
	Especies con registros de ocurrencia para la provincia cuya presencia se considera dudosa													
386	<i>Aratinga nenday</i>	Ave comercial	1	2	1				X					X
387	<i>Eudromia elegans</i>	Improbable	1	1	1		X							X
388	<i>Furnarius cristatus</i>	Especie Chaqueña	2	2	2		X	X		X	X		X	
389	<i>Knipolegus lophotes</i>	No habita Argentina	1	1	1		X							X
390	<i>Lophornis chalybeus</i>	Poco conocida	4	4	1		X							X
391	<i>Lurocalis semitorquatus</i>	Improbable	2	2	1		X							X
392	<i>Polytmus guainumbi</i>	Precisa verificación	2	4	2	X	X				X			X

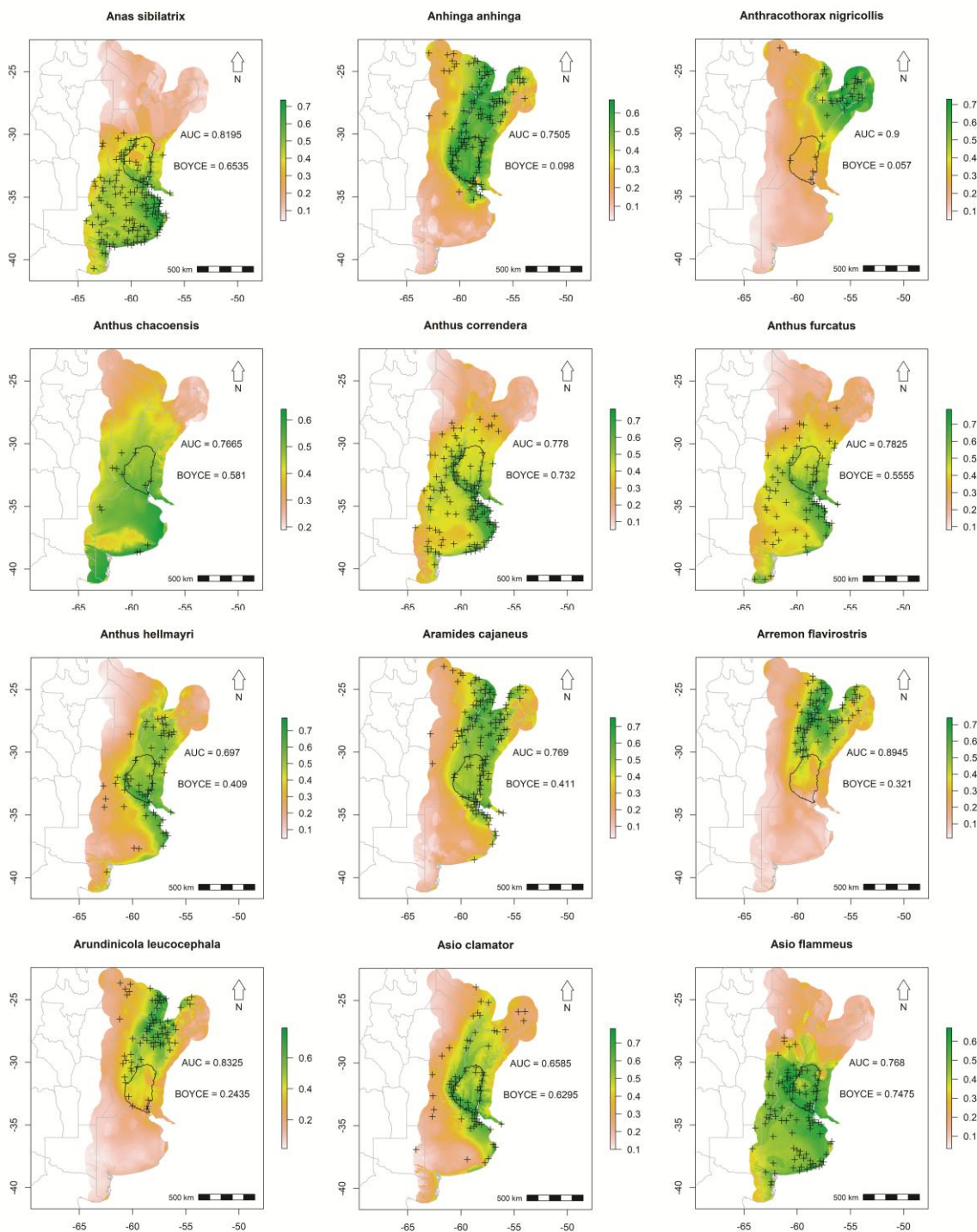
N°	Nombre científico	Estatus	Cantidad de Registros			Fuente del registro				Listados más completos			Tiempo	
			Localidades	Abundancia	Celdas	Propios	Bibliografía	Museo	Web	Freiberg (1943)	Beltzer (2006)	De la Peña (2012)	Hast a 1967	Desd e 1967
393	<i>Spiziapteryx circumcincta</i>	Especie Chaqueña	5	7	4		X		X					X
394	<i>Stercorarius chilensis</i>	No habita Entre Ríos	1	1	1		X							X
395	<i>Stigmatura budytoidea</i>	Dudoso	4	4	4		X		X		X		X	X

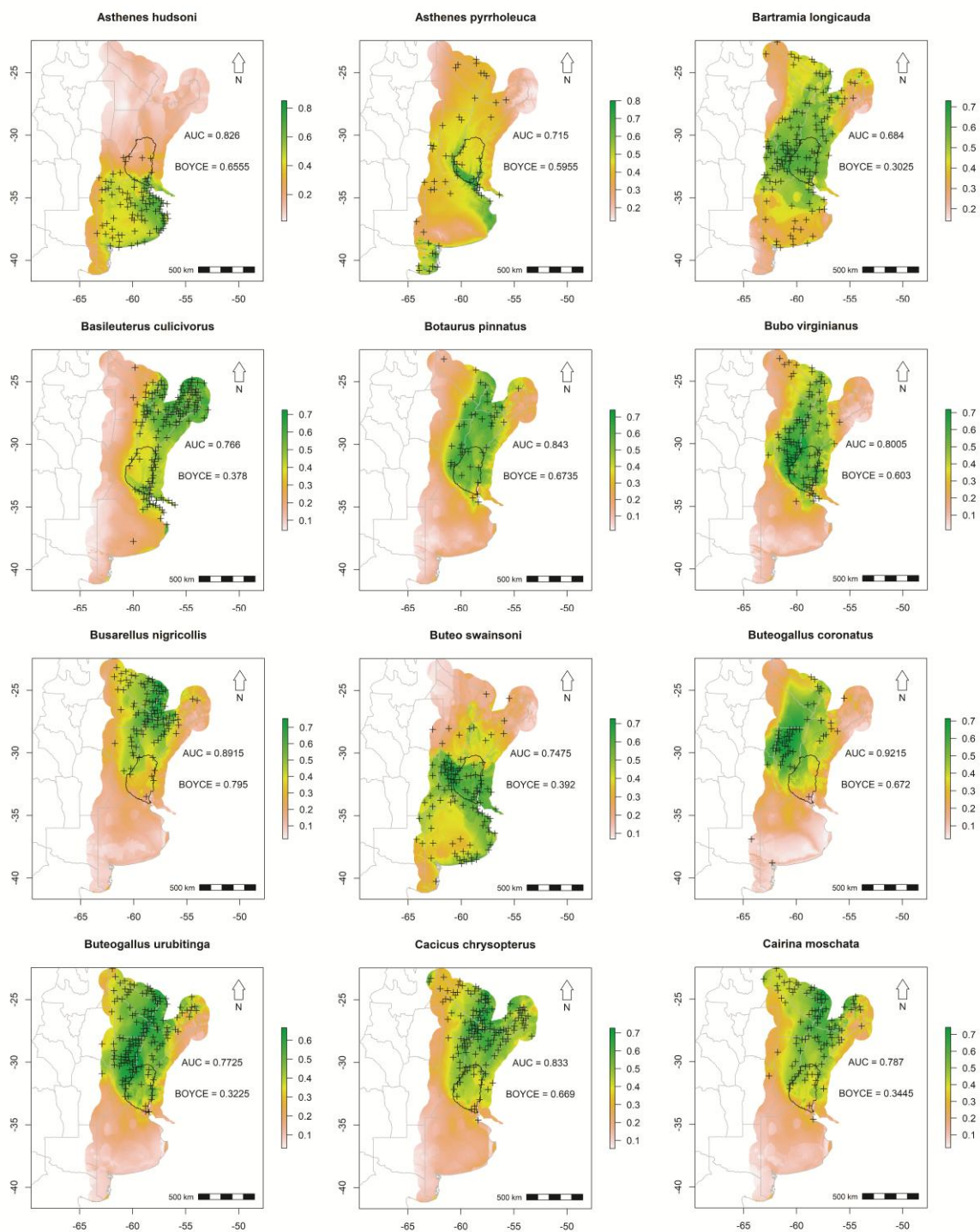
Referencias: El * indica que la especie fue agregada al inventario avifaunal presentado en este trabajo, los cuales pueden observarse en Sarquis y col., (2017).

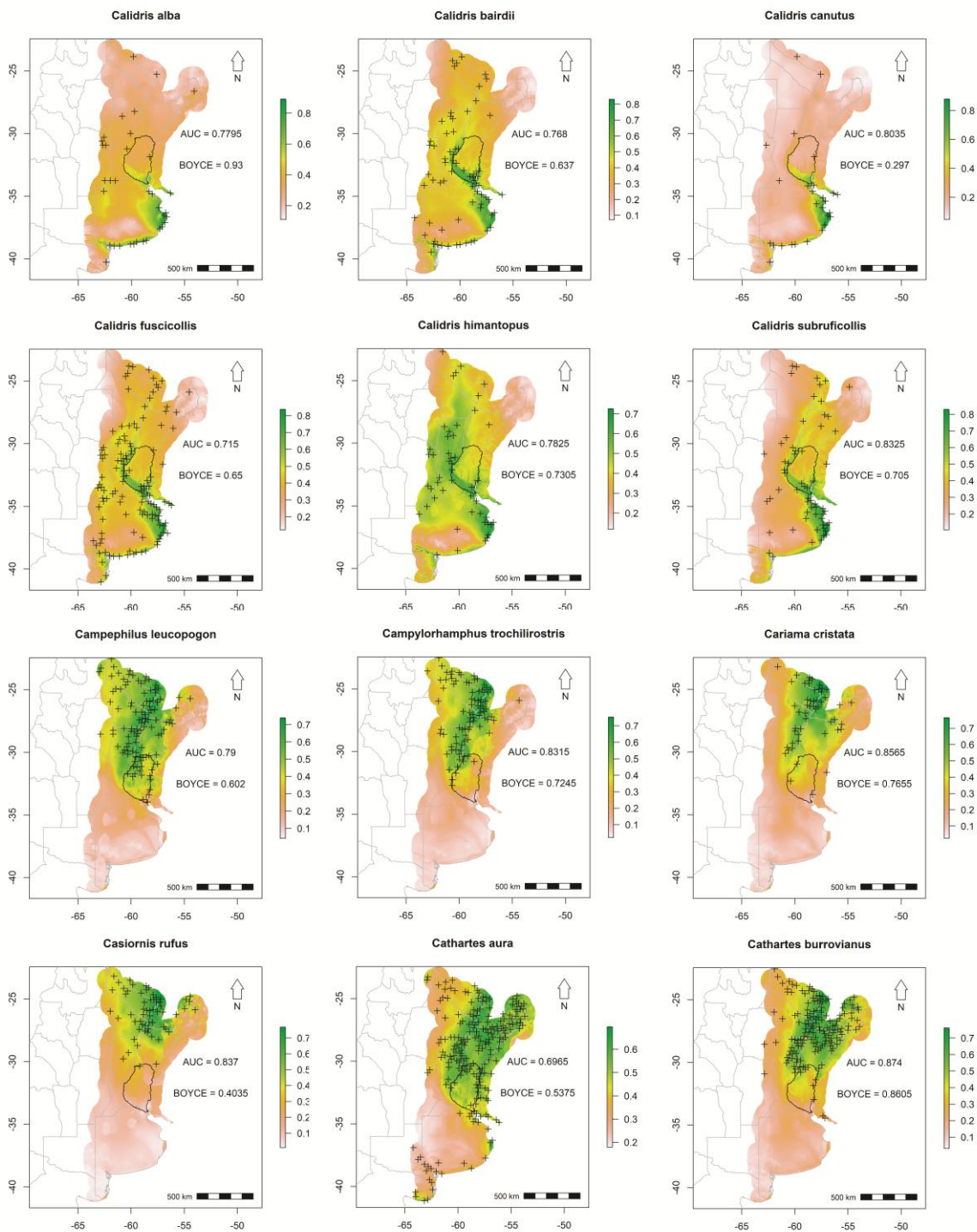
13.4. Anexo IV: Predicciones de las ESRA y amenazadas realizadas con variables de WorldClim

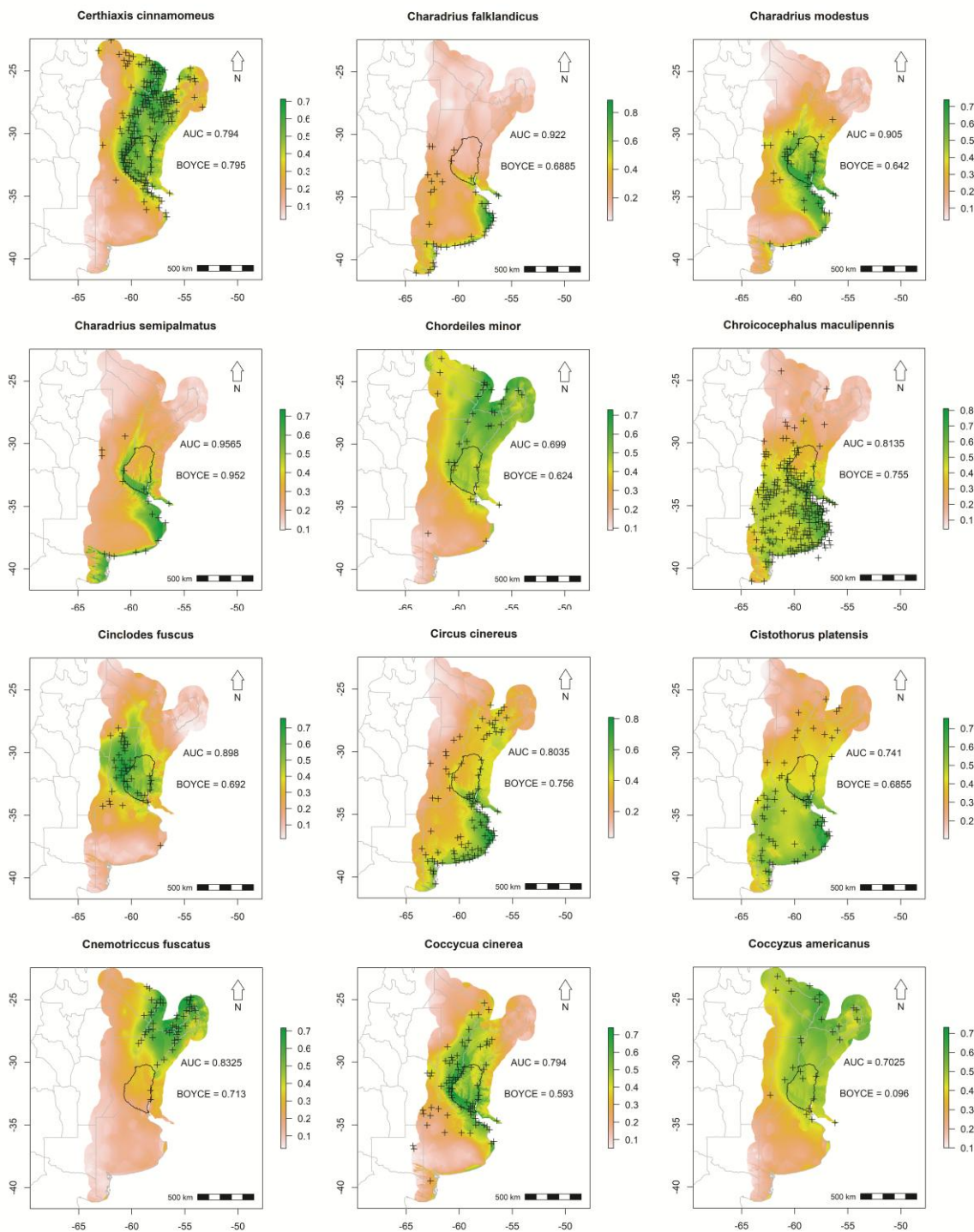
A continuación se presentan las predicciones de las ESRA y amenazadas que habitan la provincia de Entre Ríos, realizadas con MaxEnt a través de la técnica de EPM utilizando solo las variables seleccionadas de WorldClim.

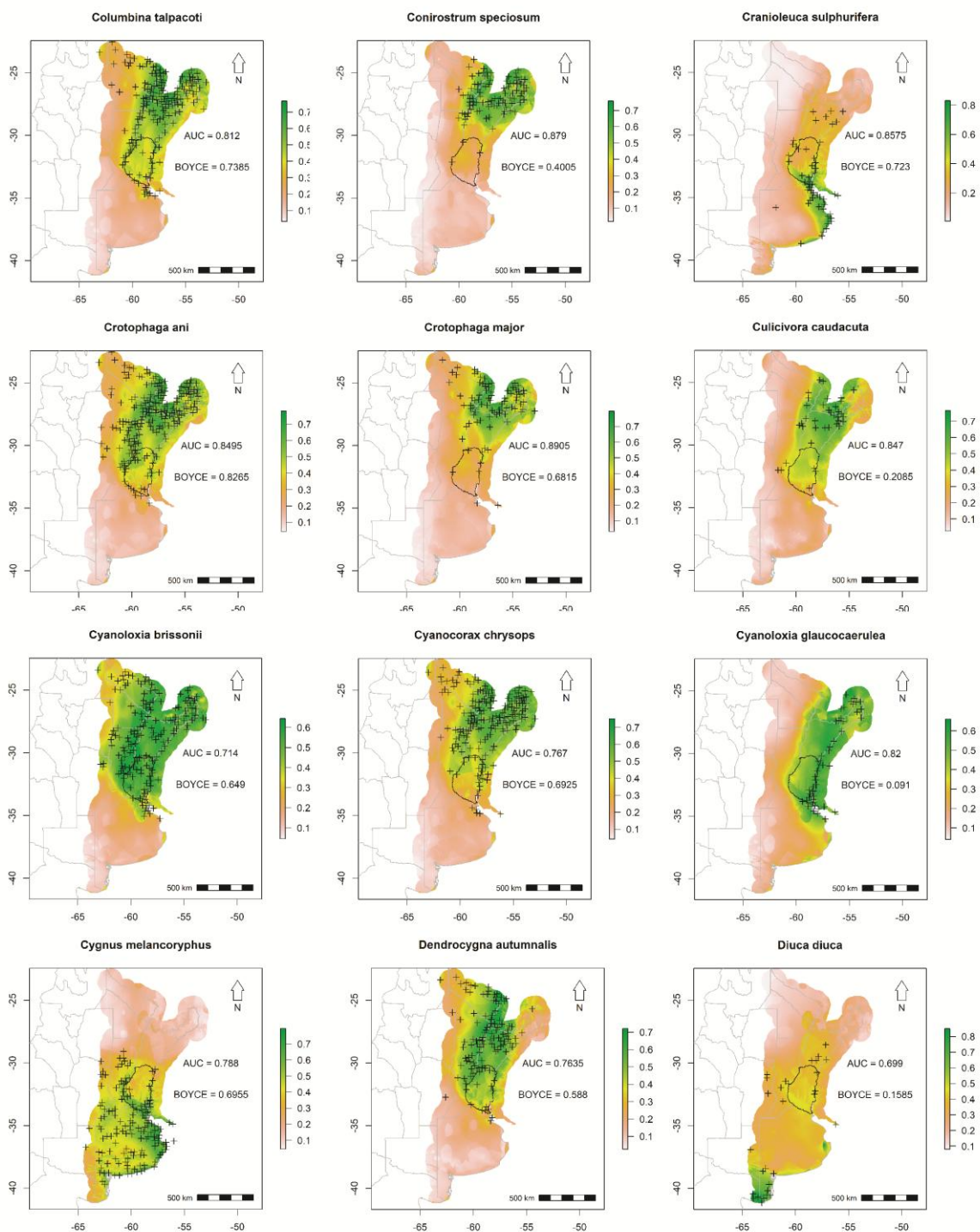


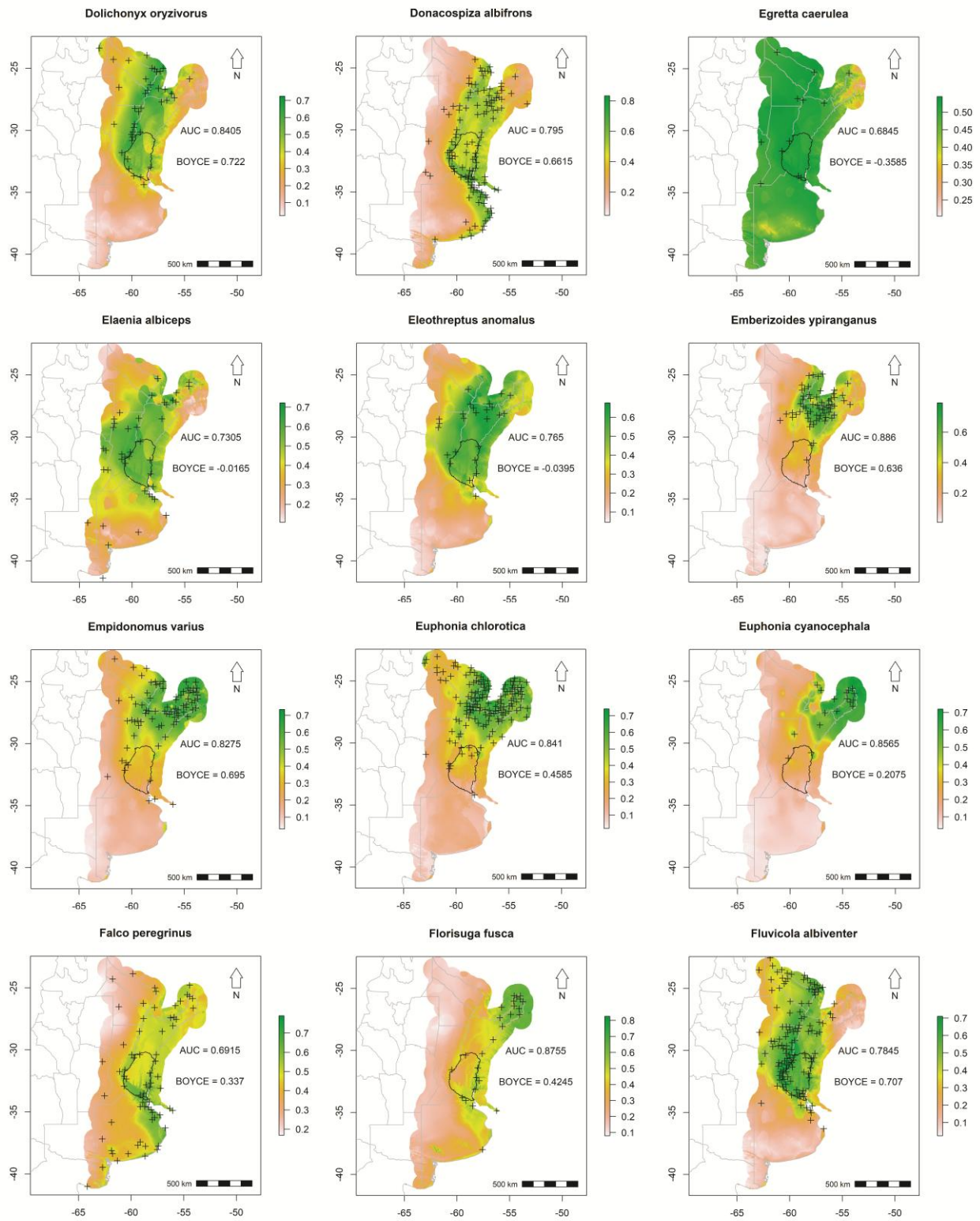


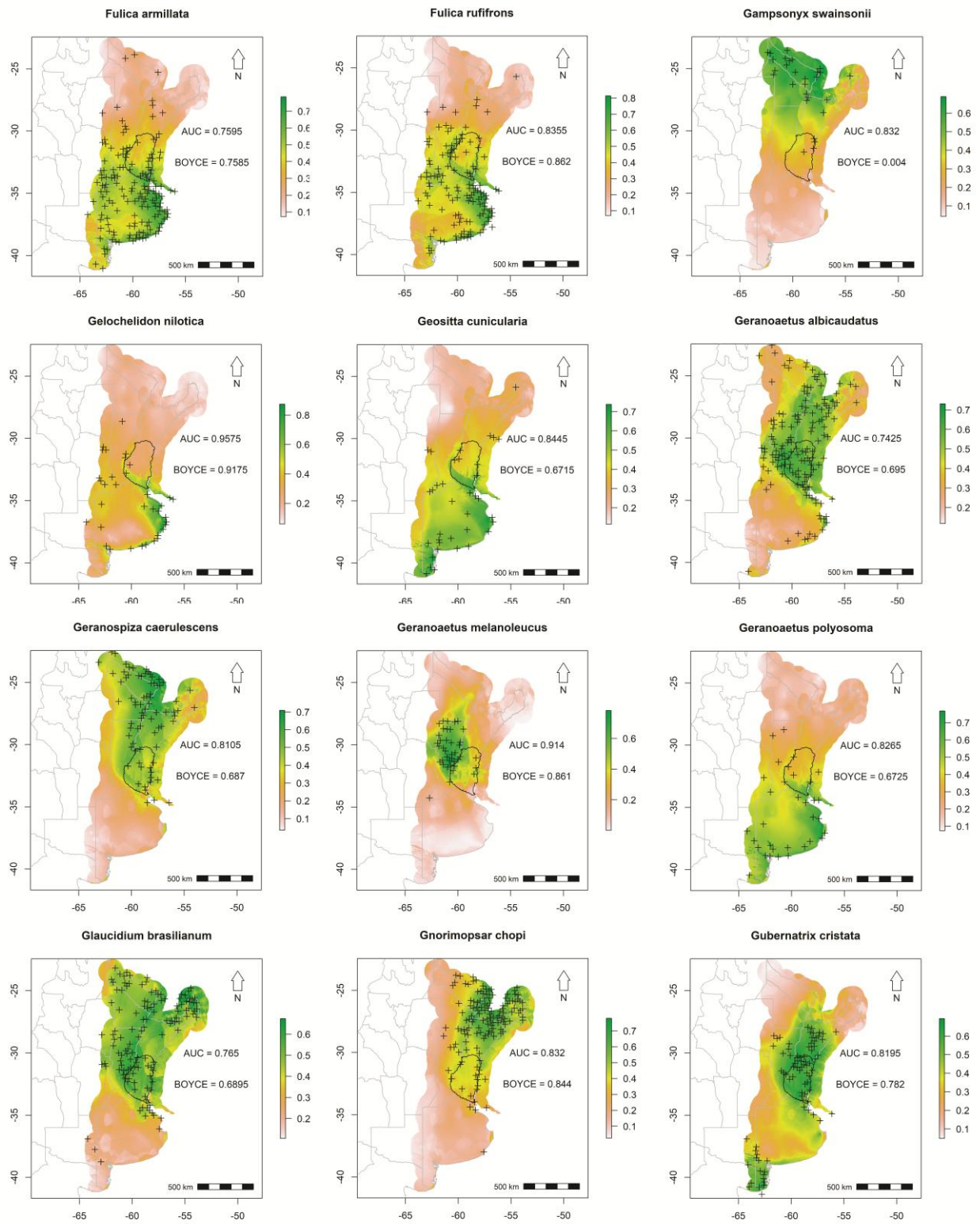


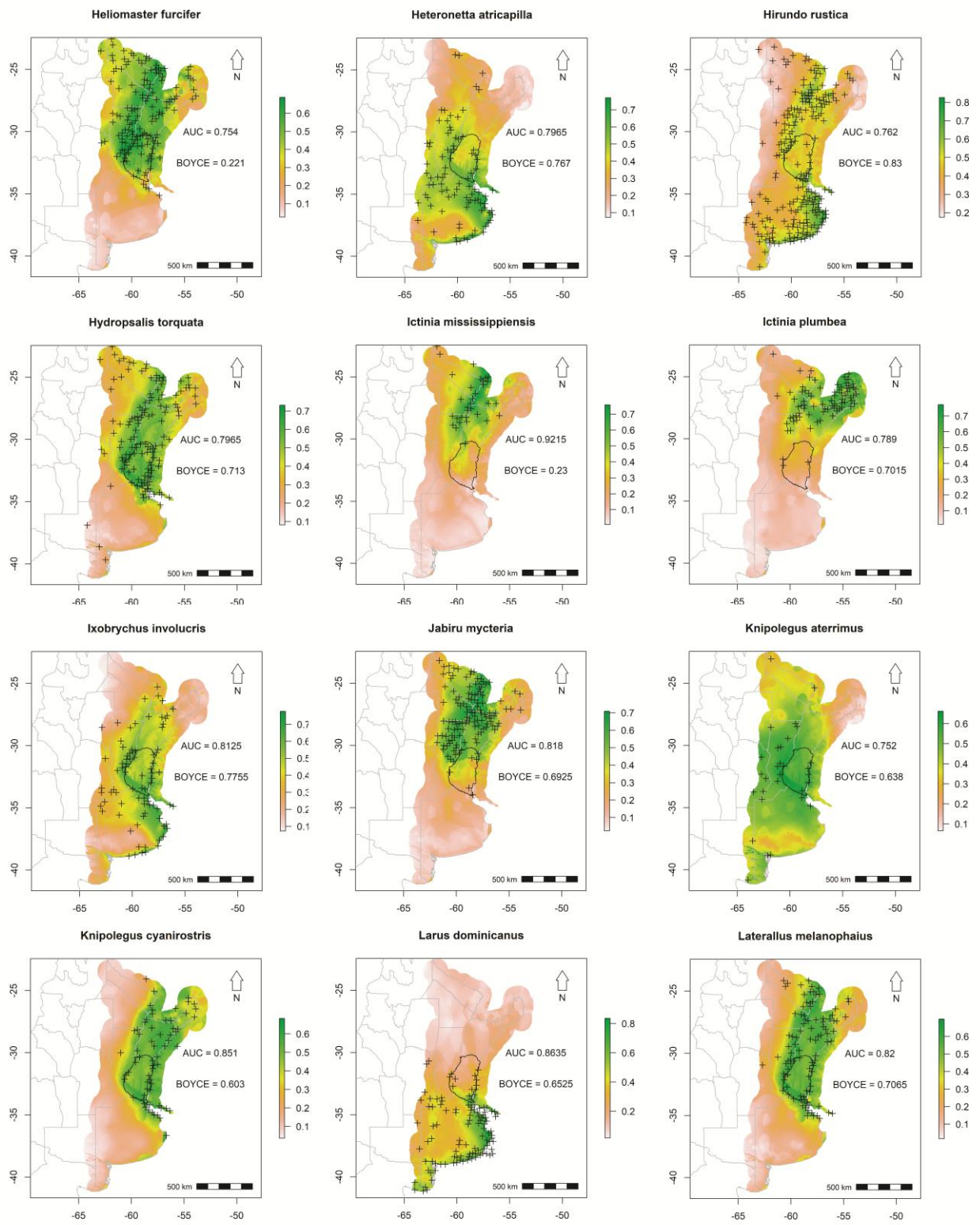


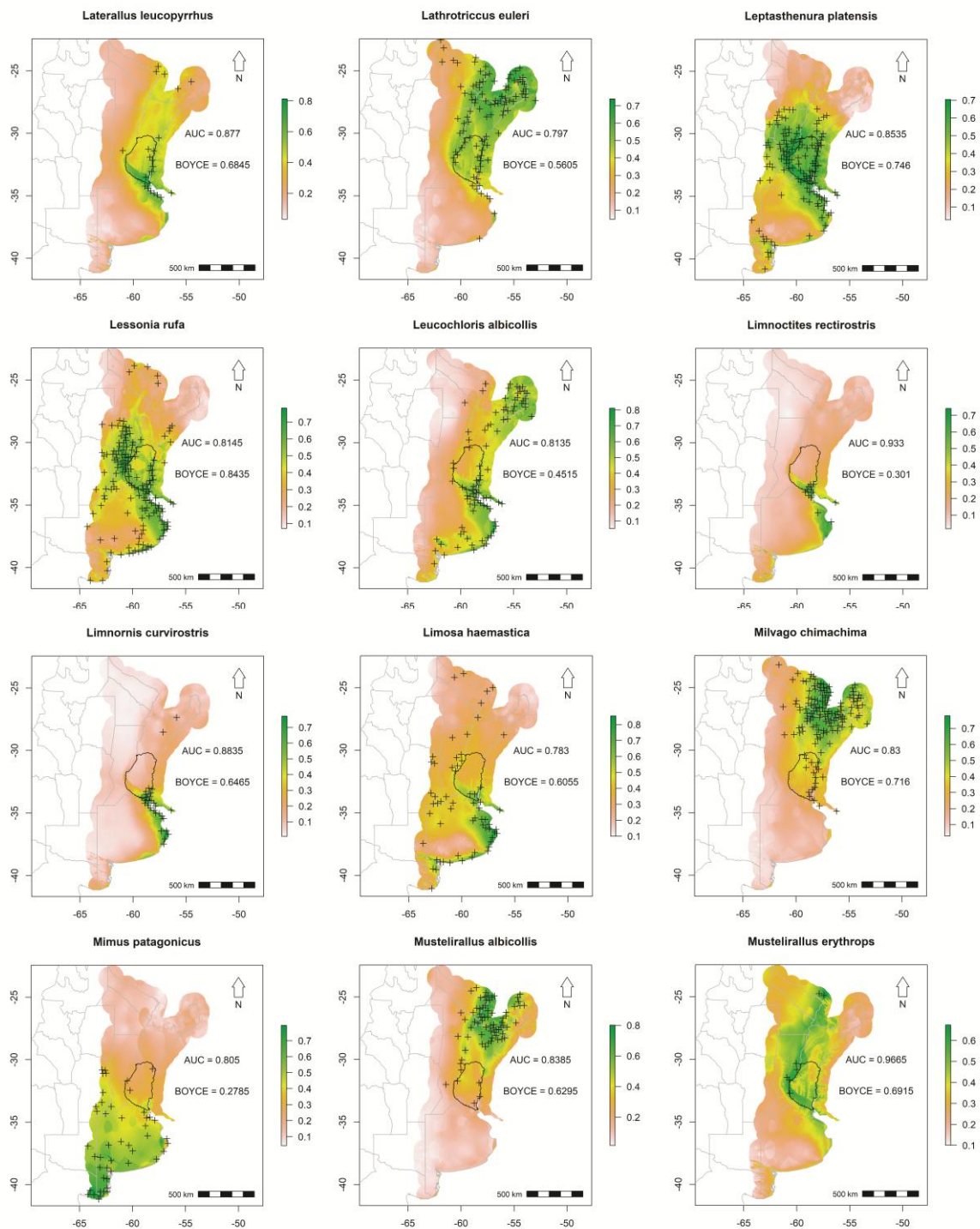


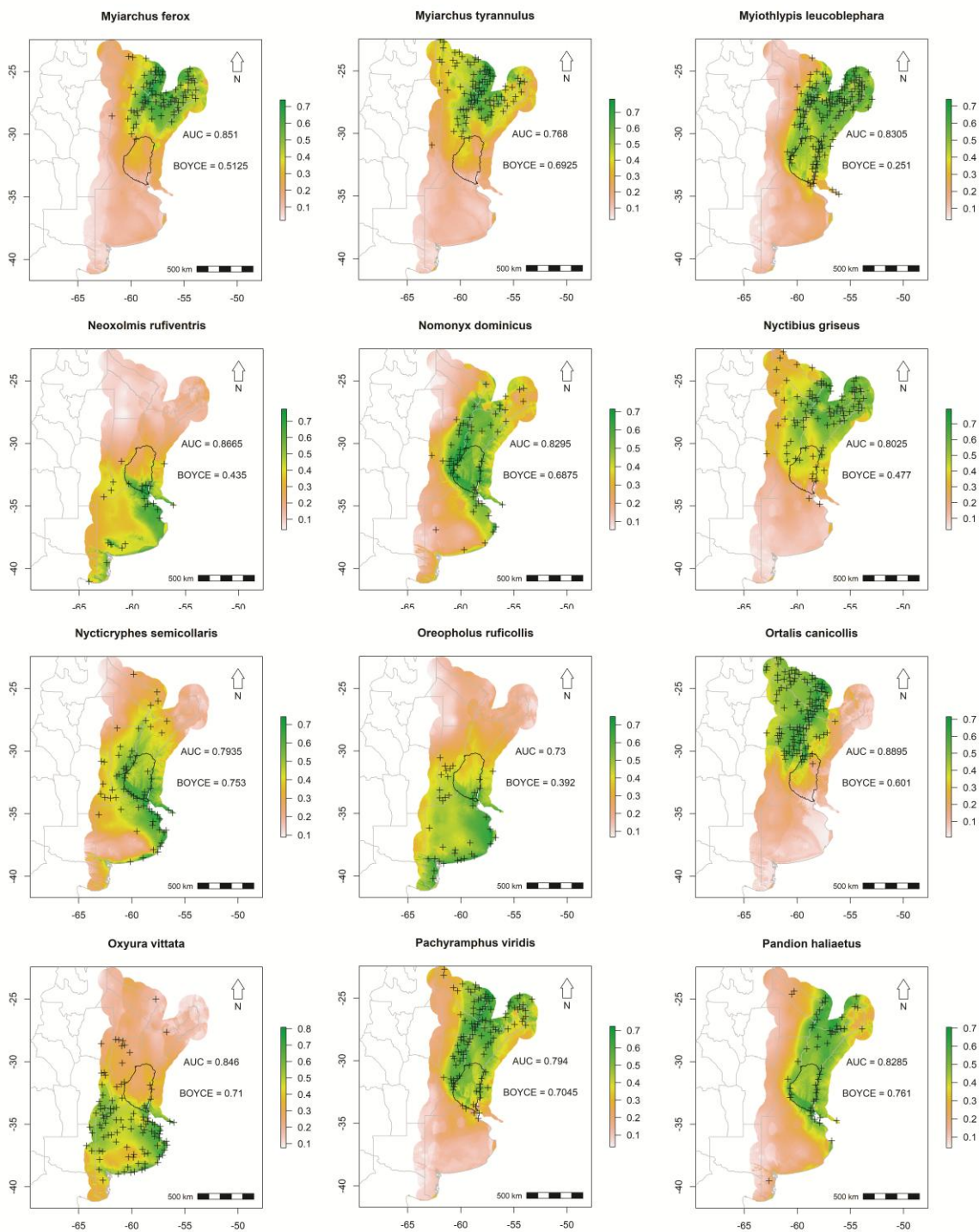


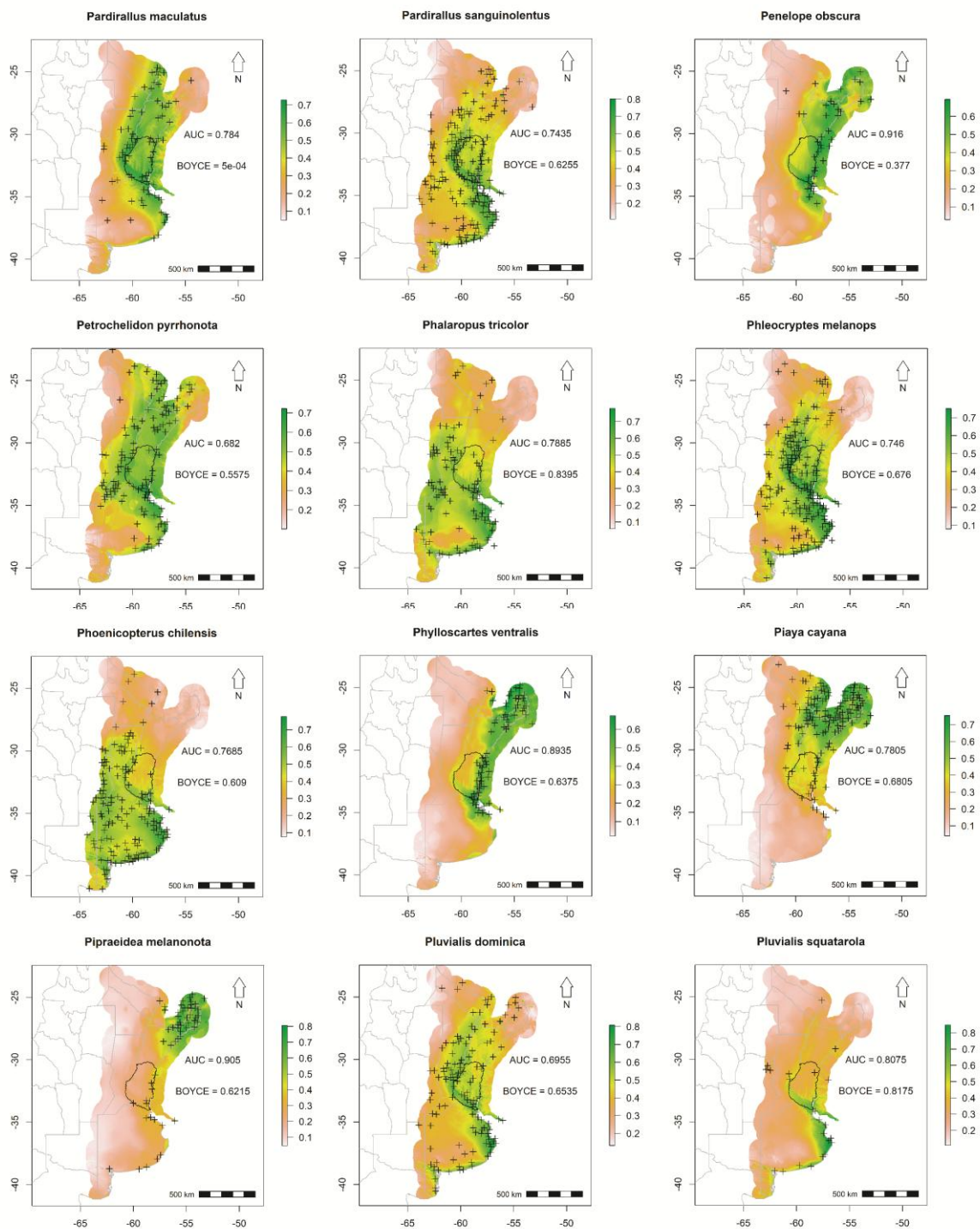


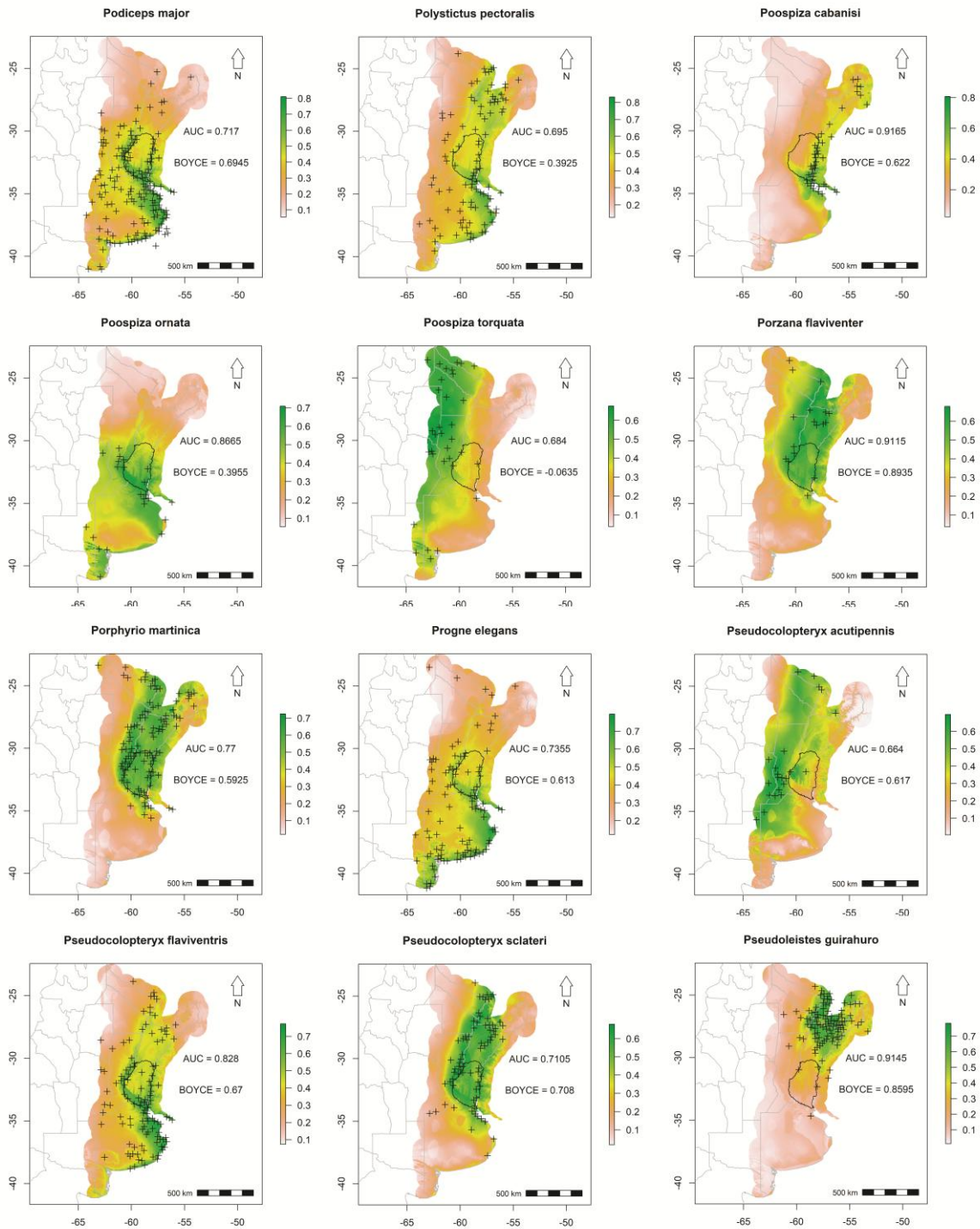


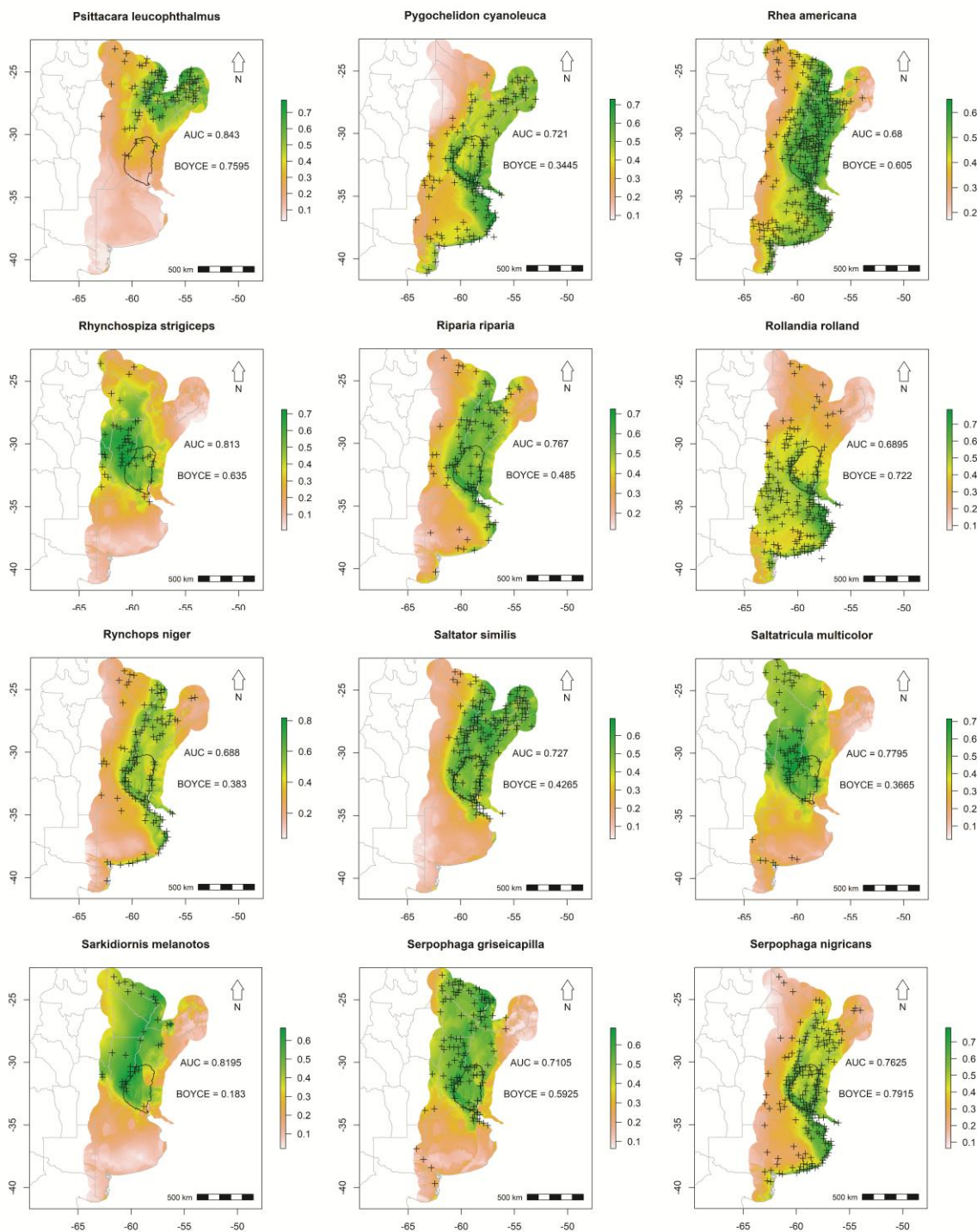


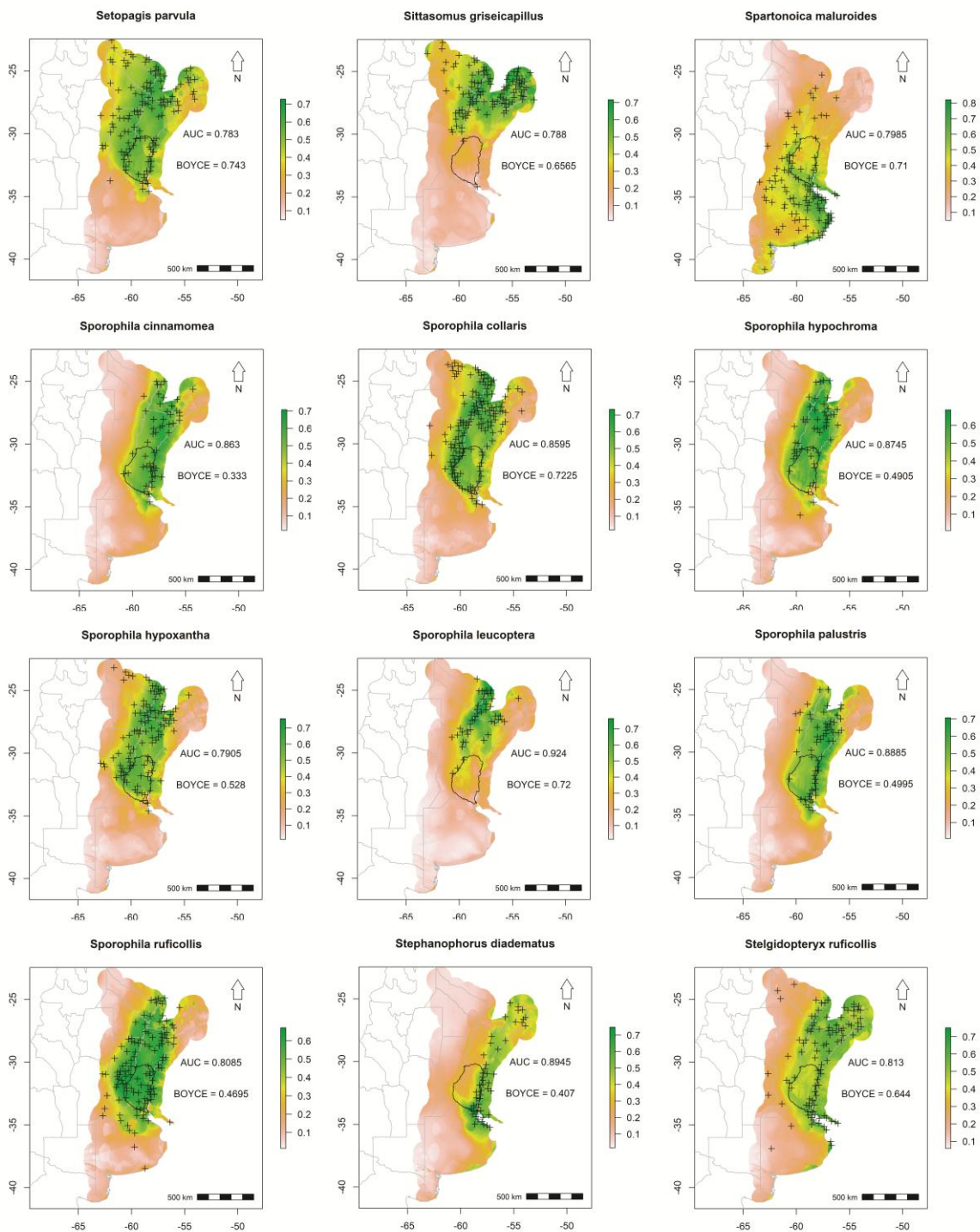


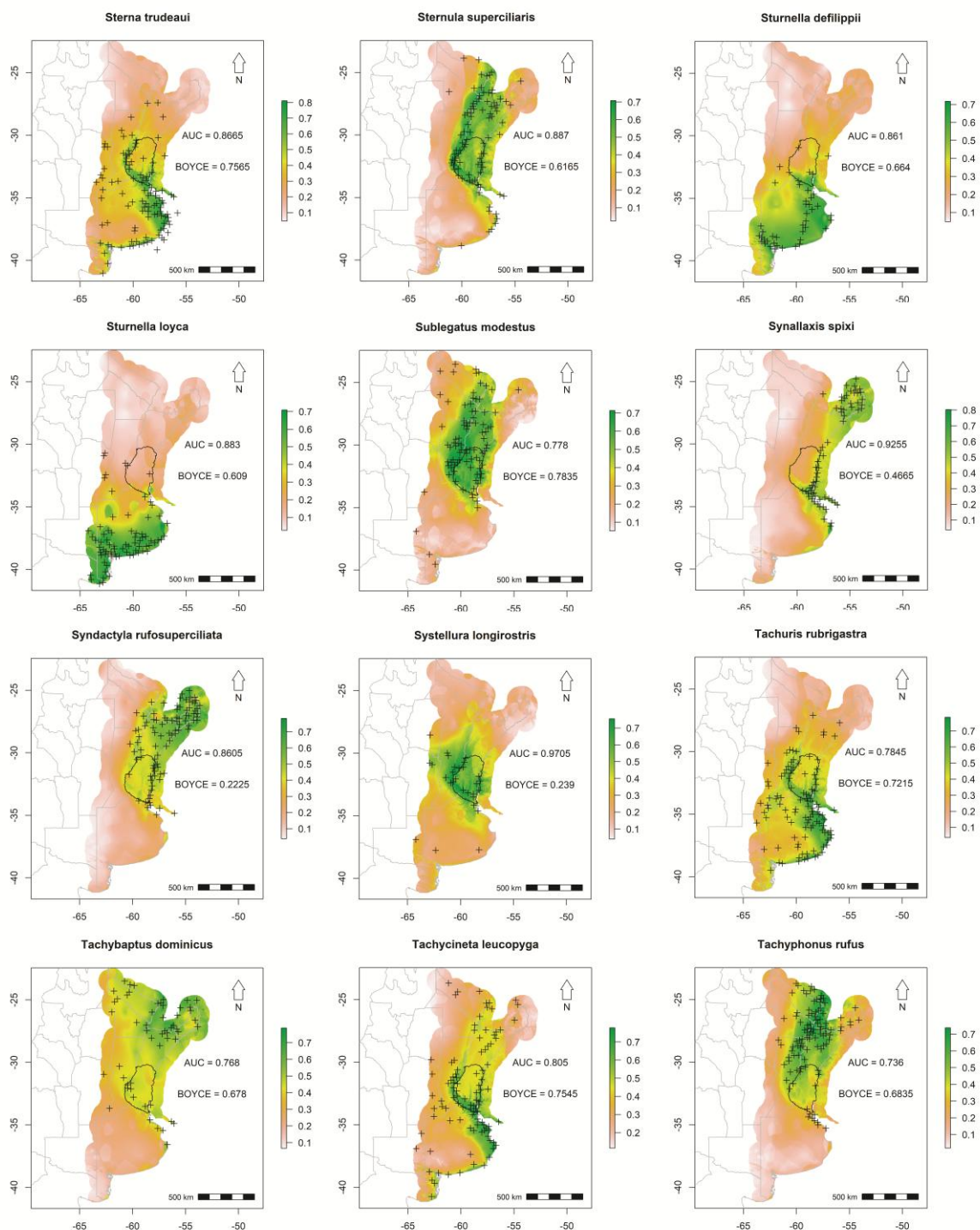


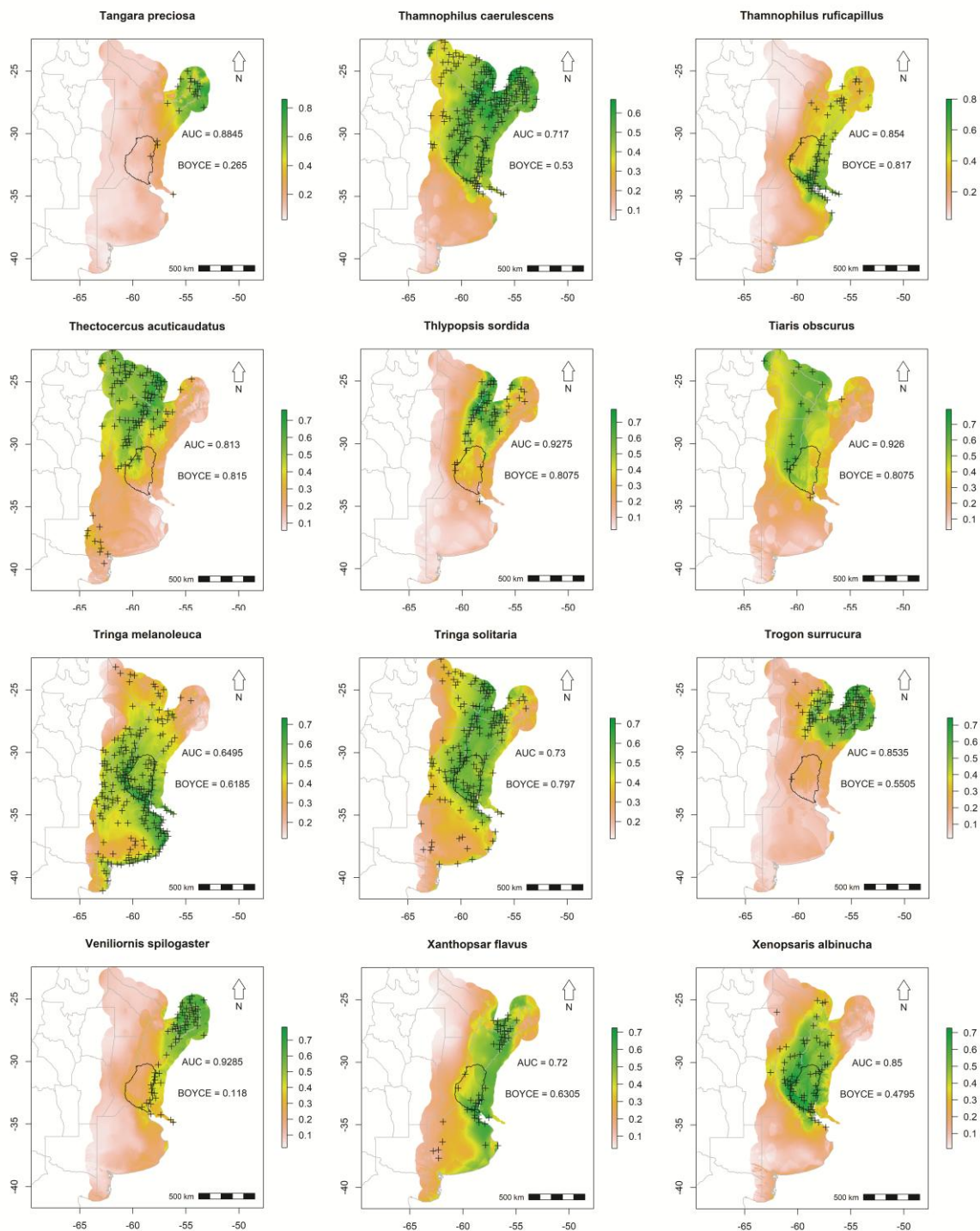


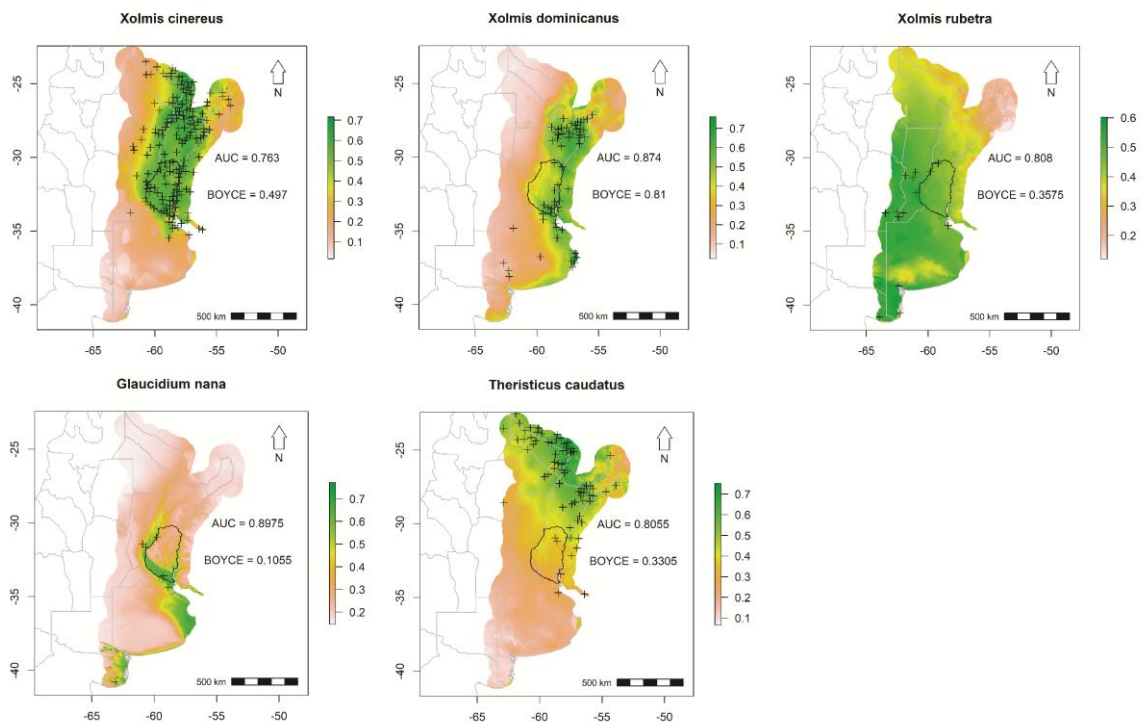








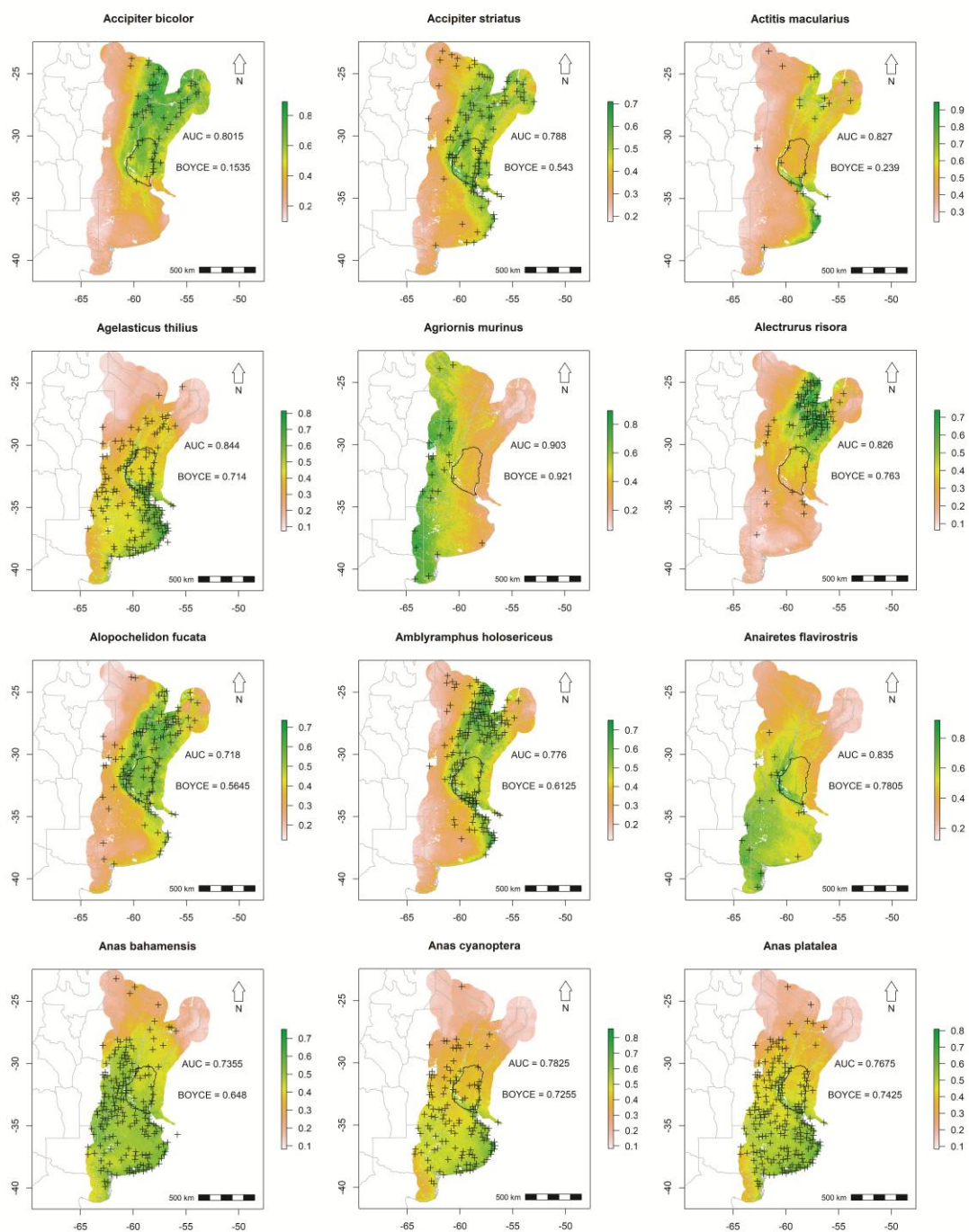


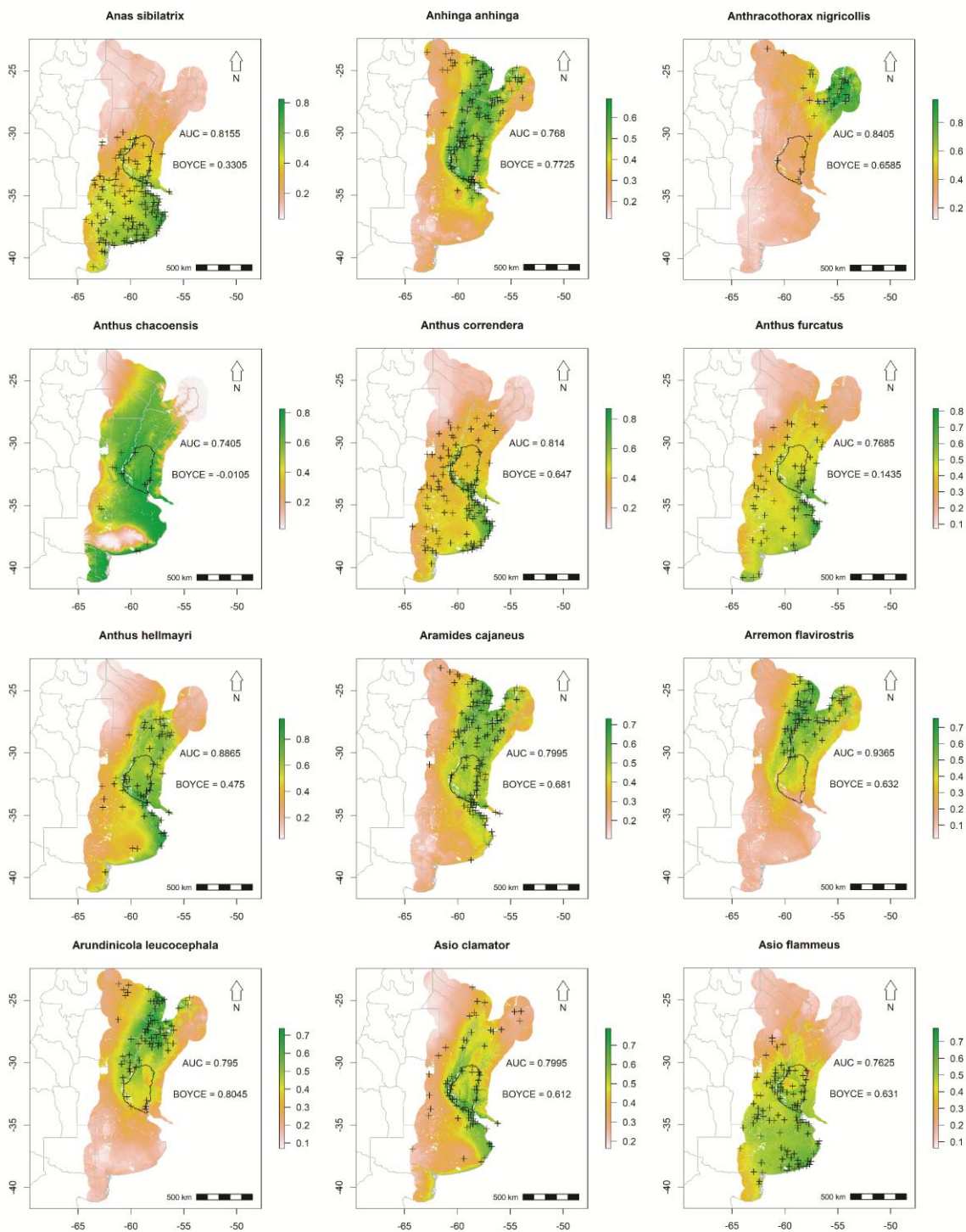


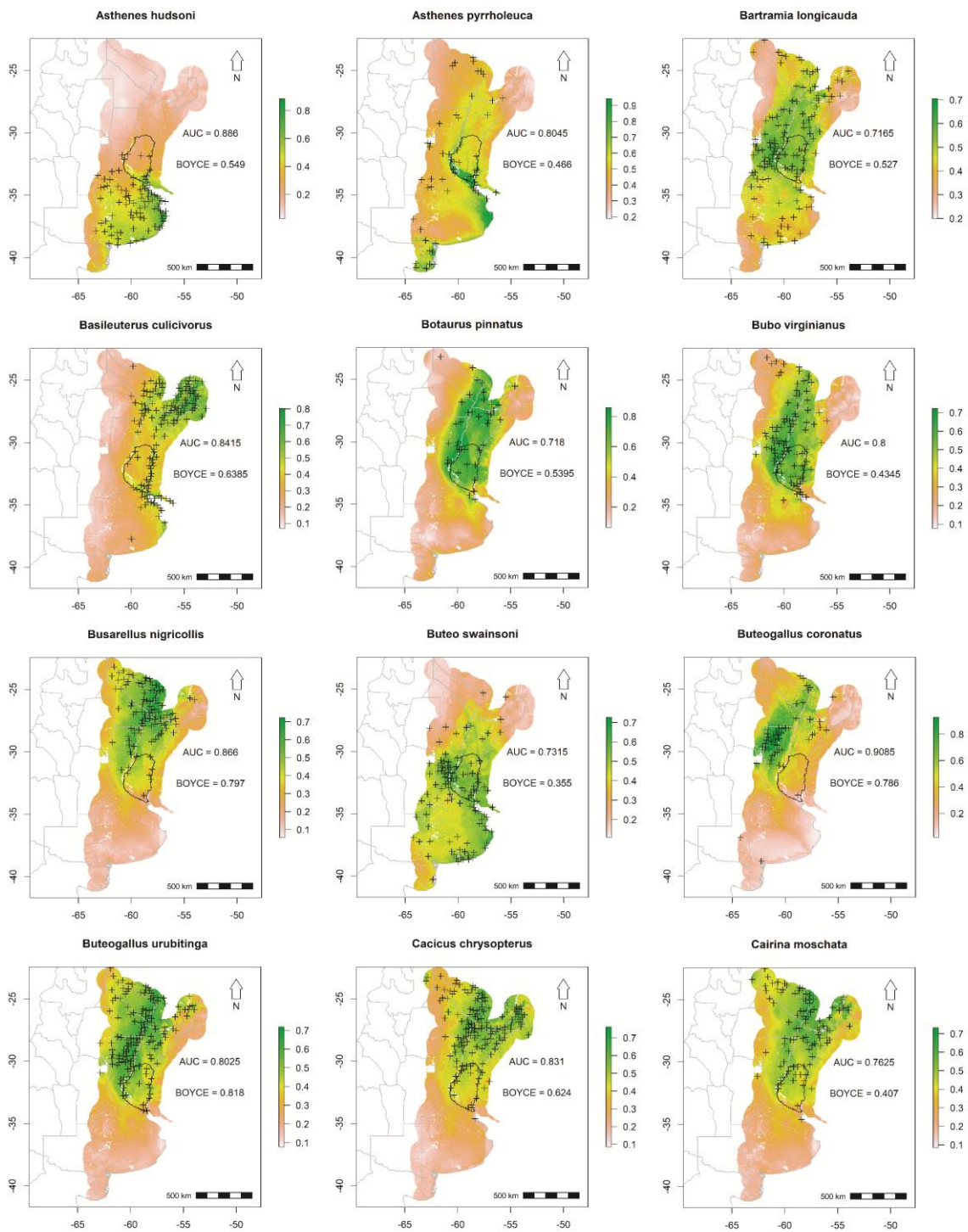
13.5. Anexo V: Predicciones de las ESR y amenazadas realizadas con variables de WorldClim y MODIS

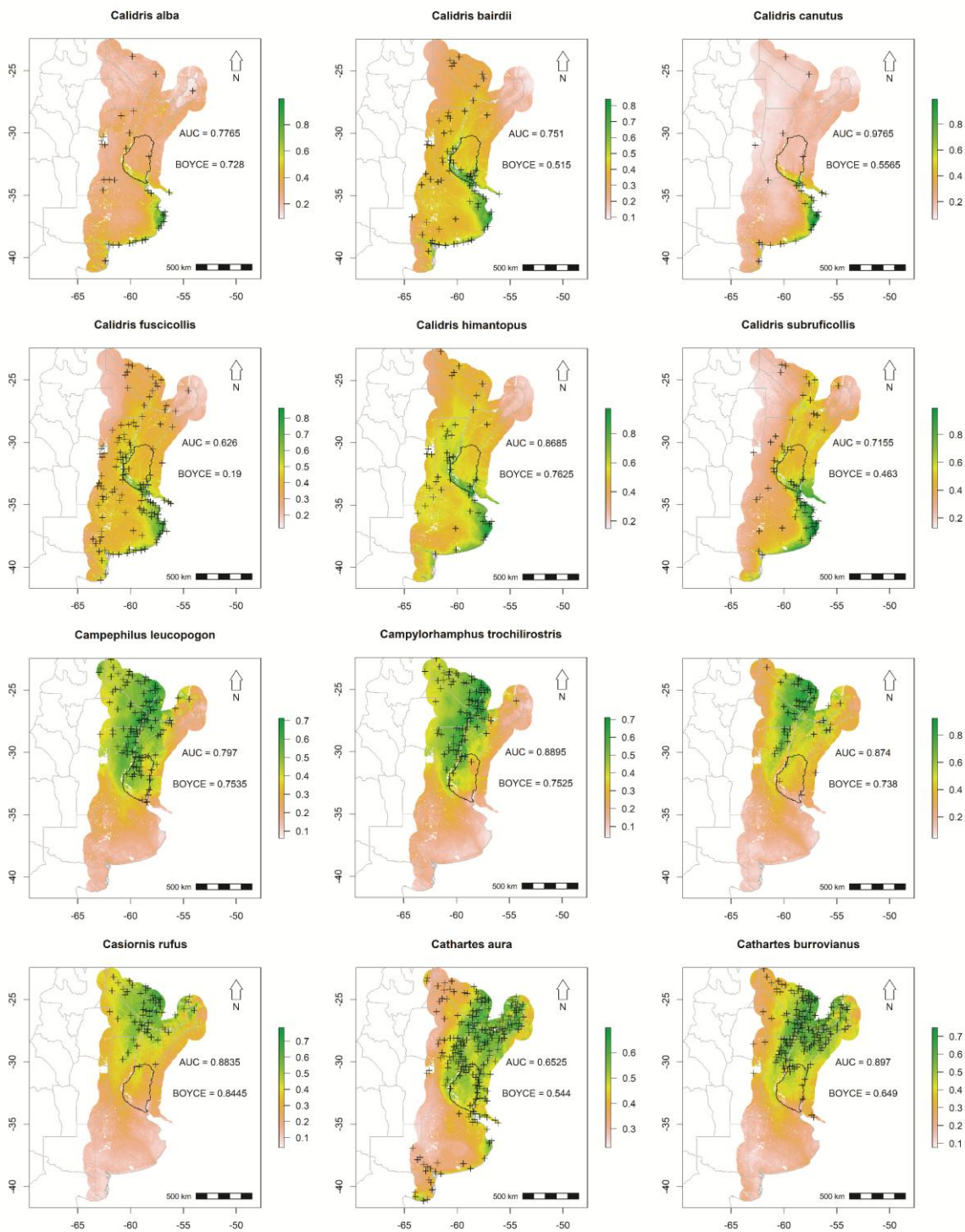
Predicciones de las ESR y amenazadas realizadas con variables de WorldClim y MODIS

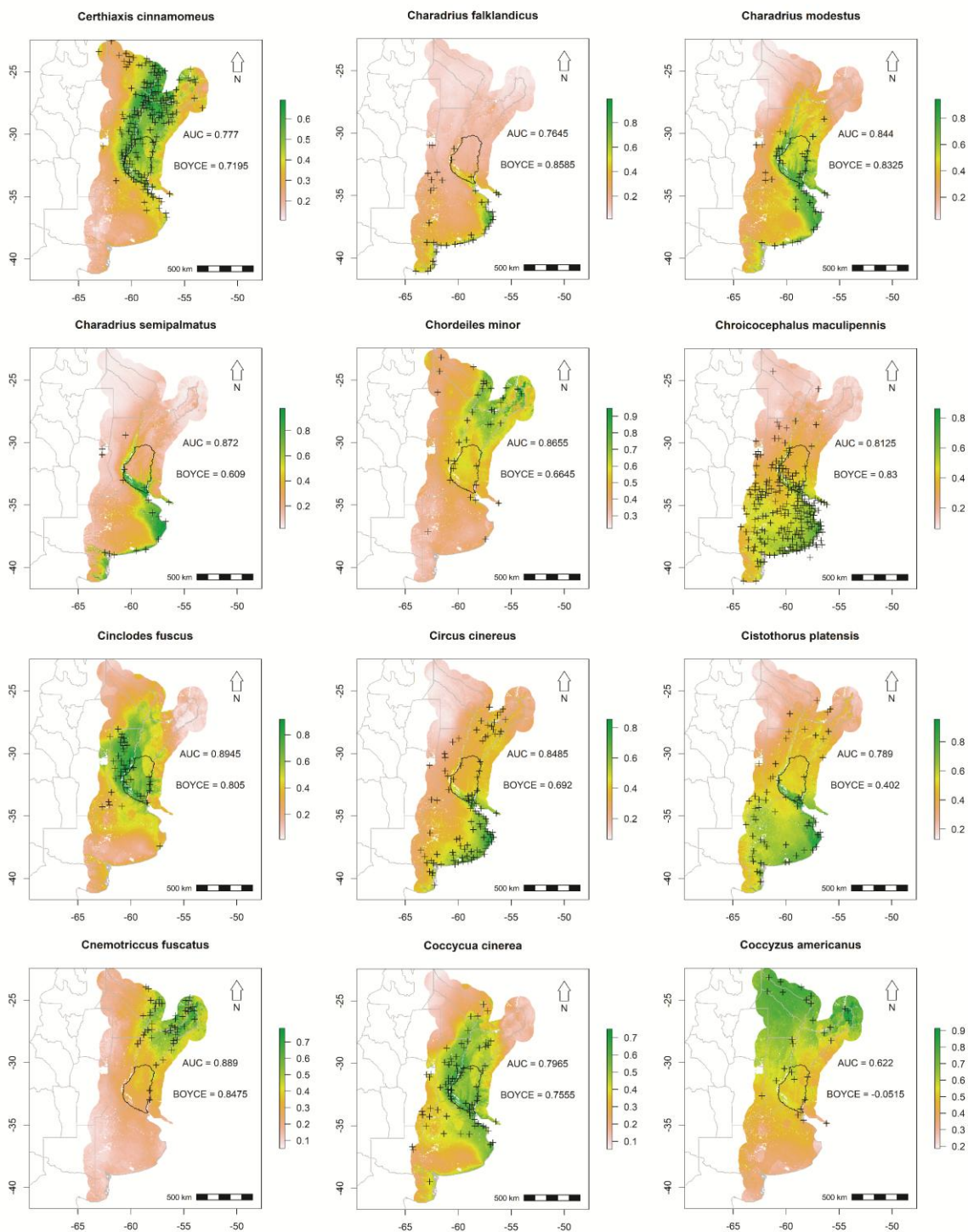
A continuación se presentan las predicciones de las ESR y amenazadas que habitan la provincia de Entre Ríos, realizadas con MaxEnt a través de la técnica de EPM utilizando las variables seleccionadas de WorldClim y los predictores Satelitales del MODIS.

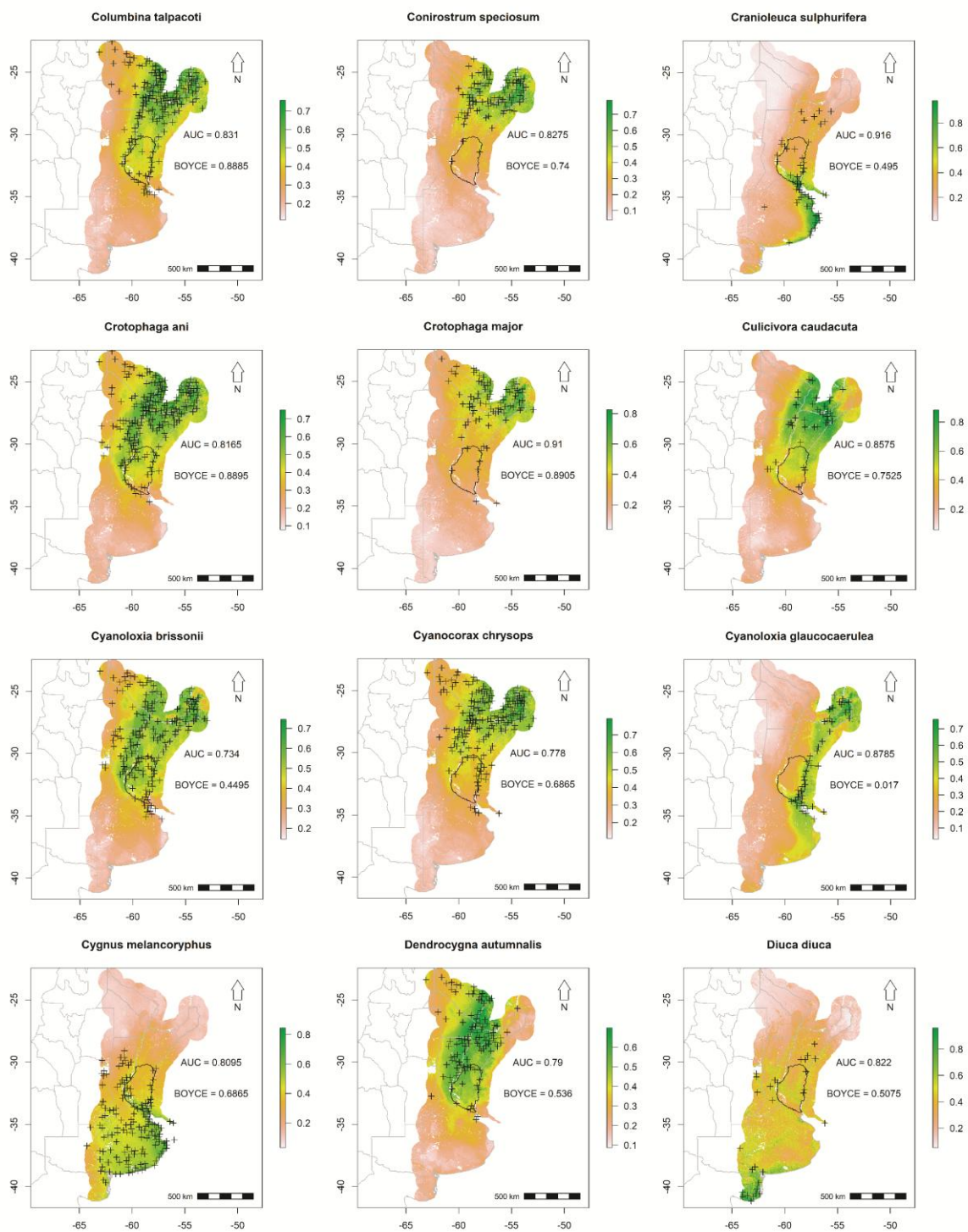


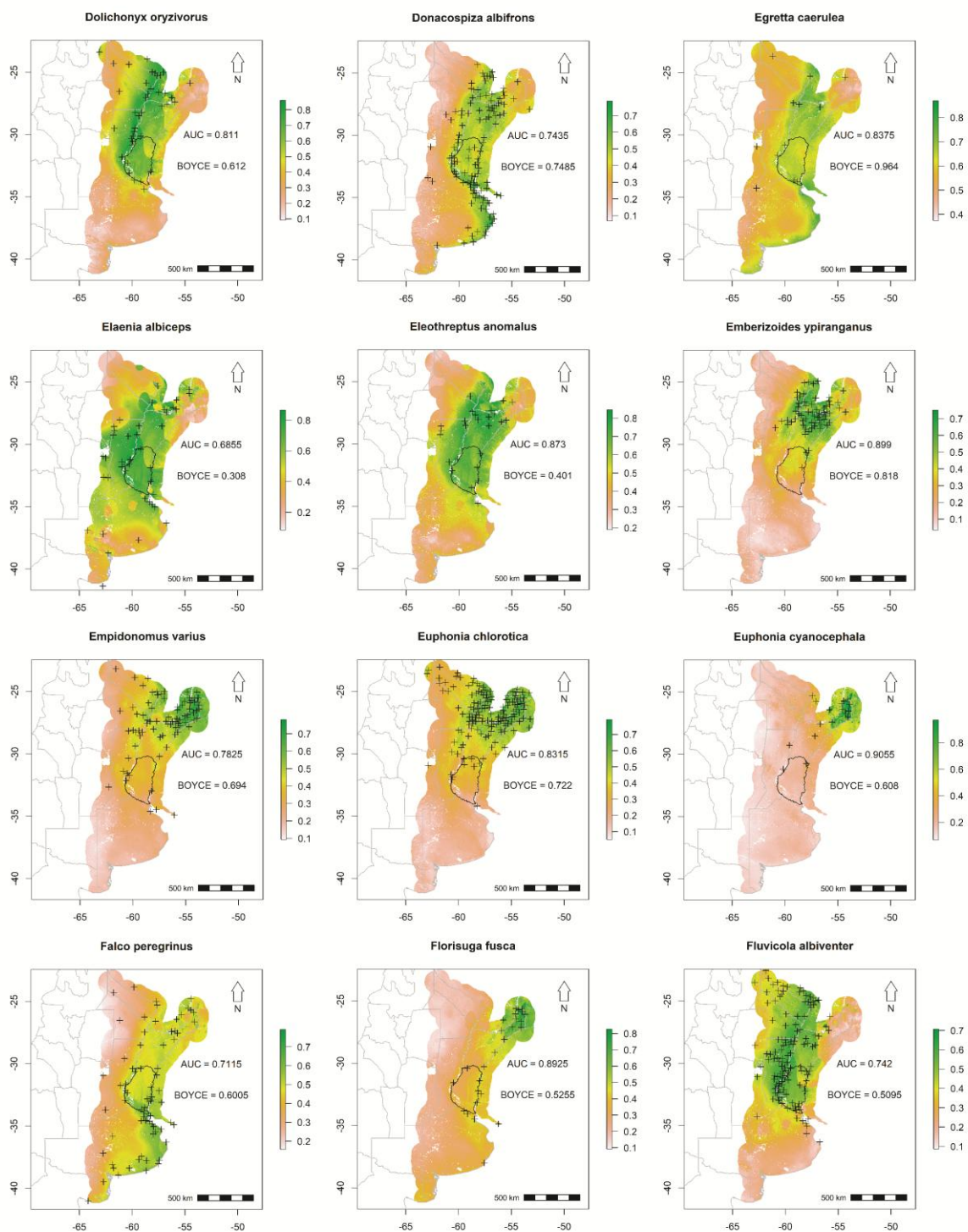


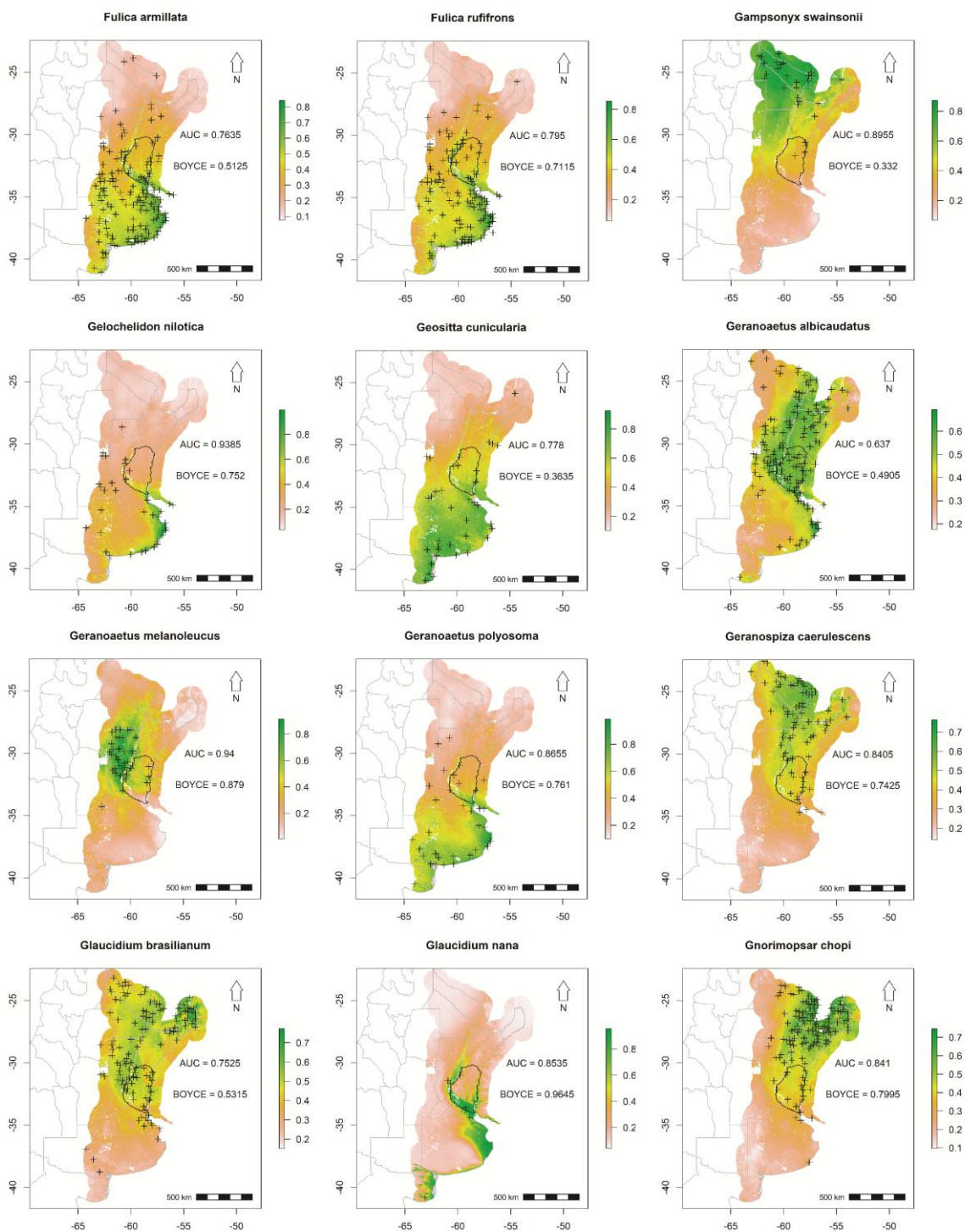


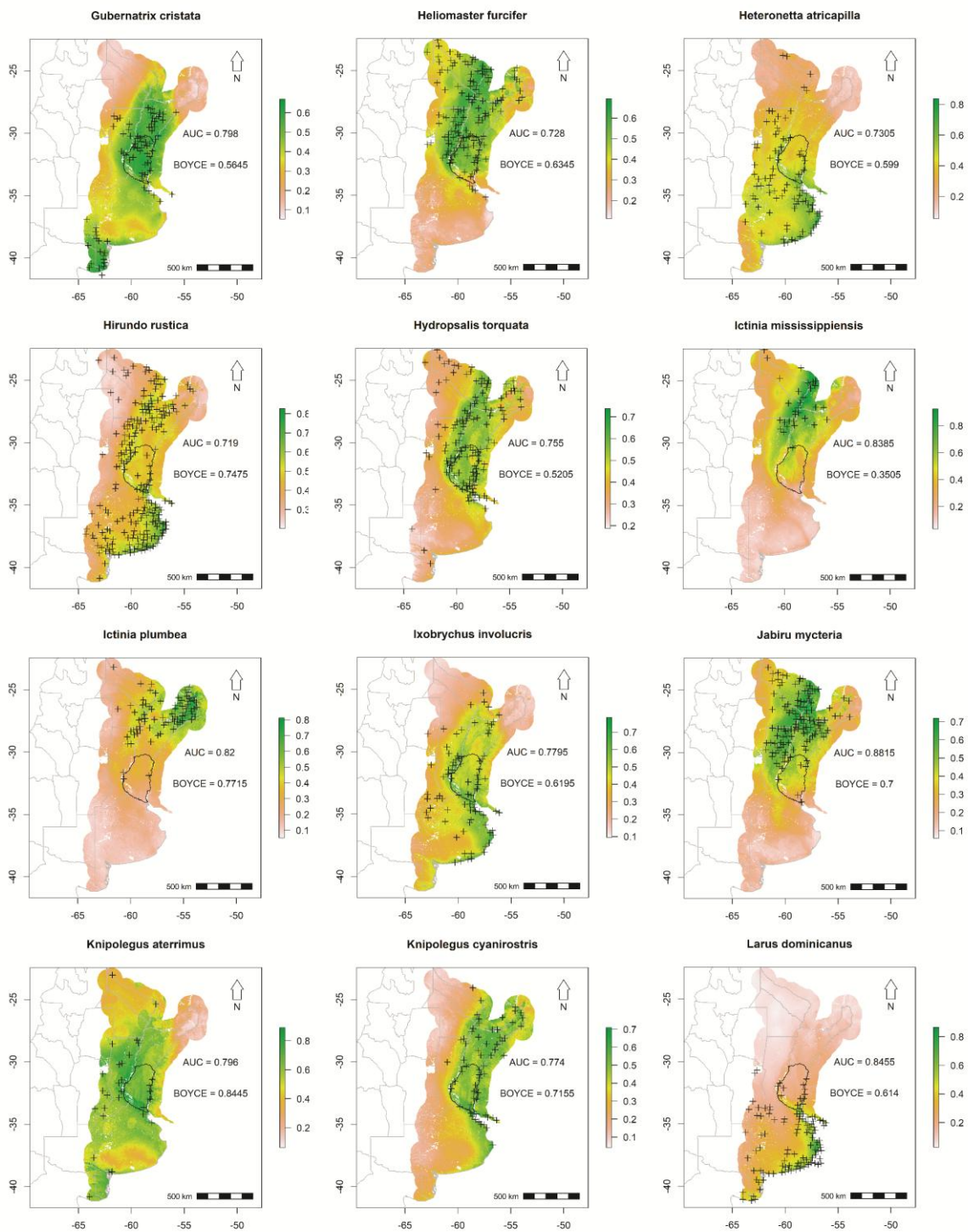


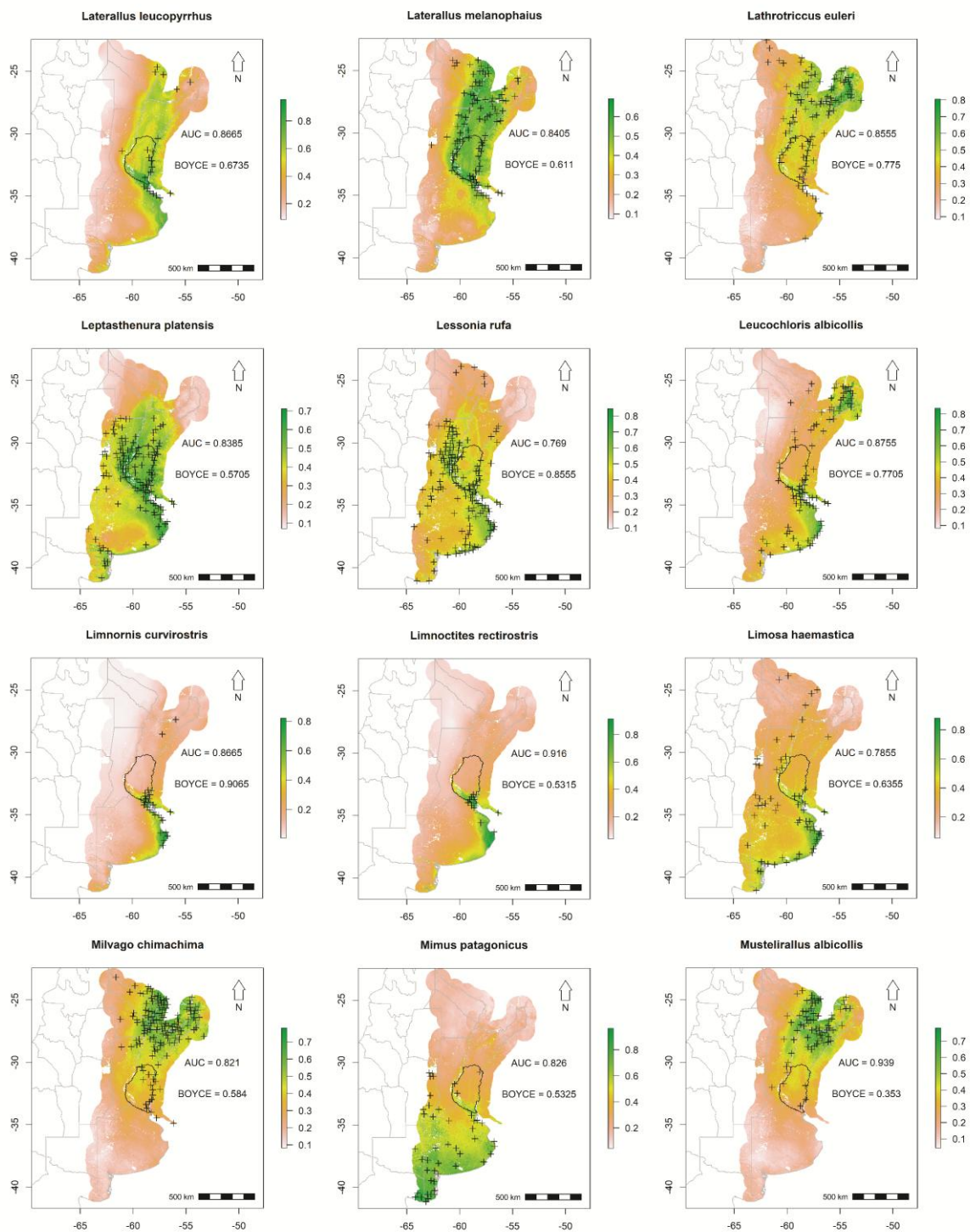


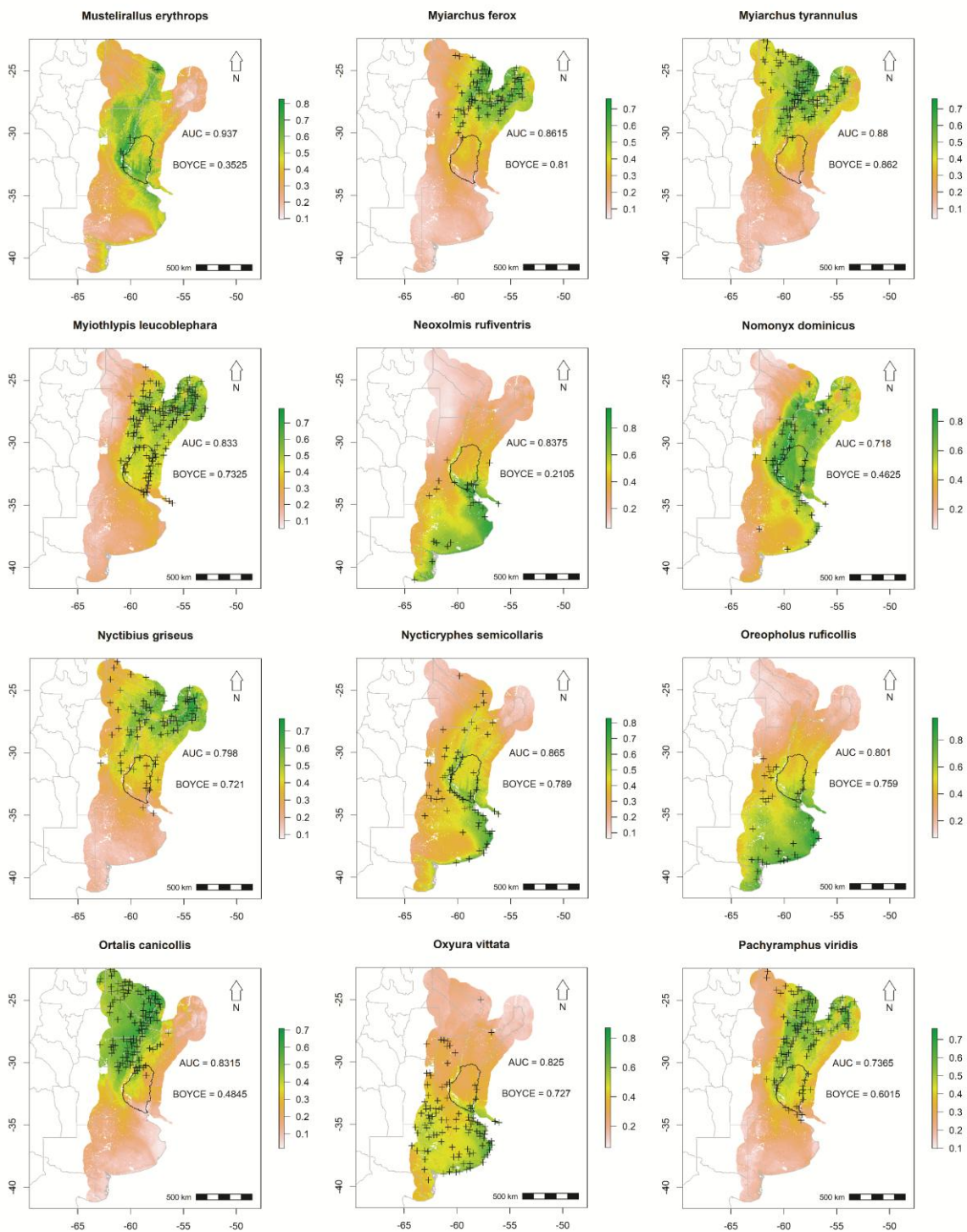


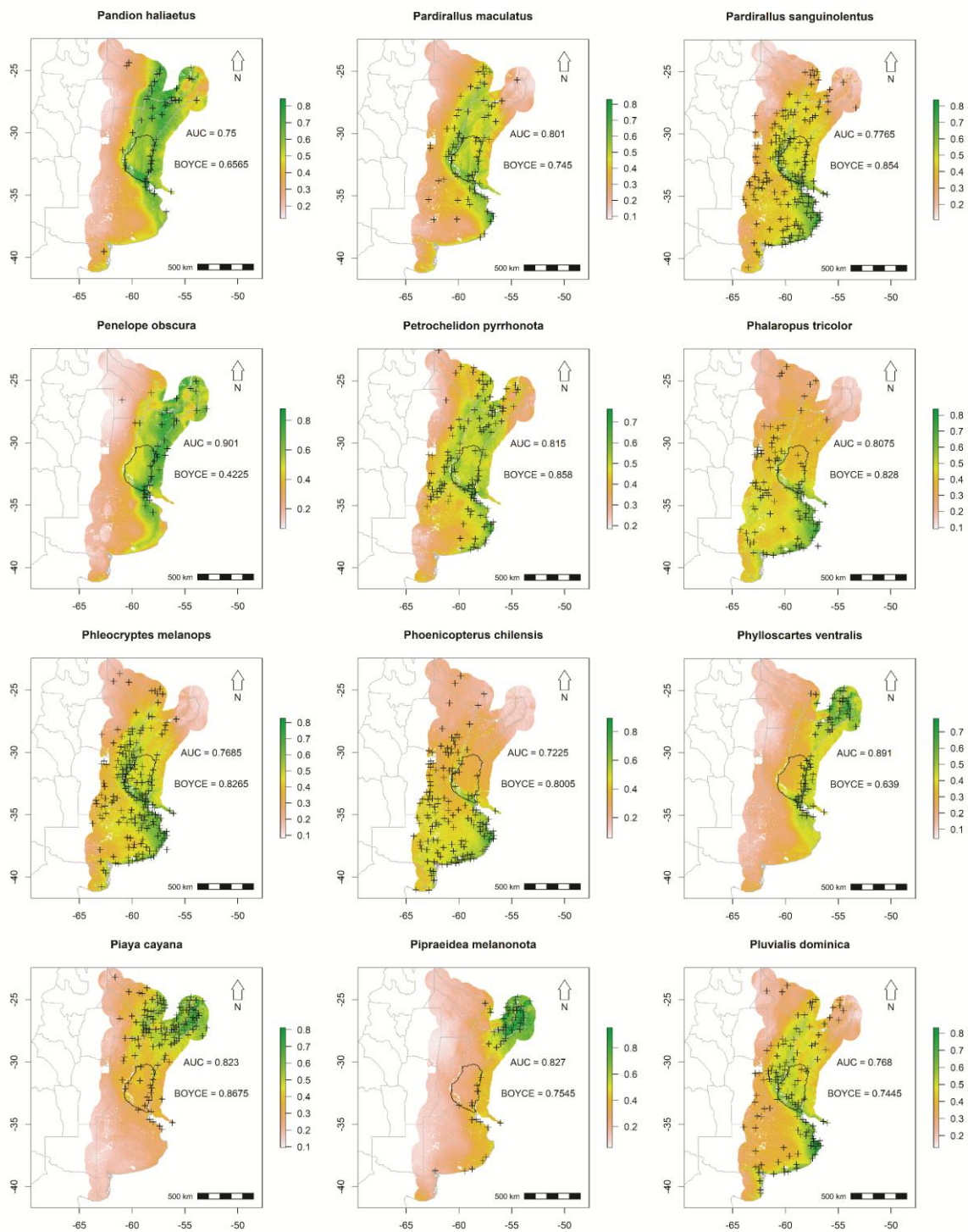


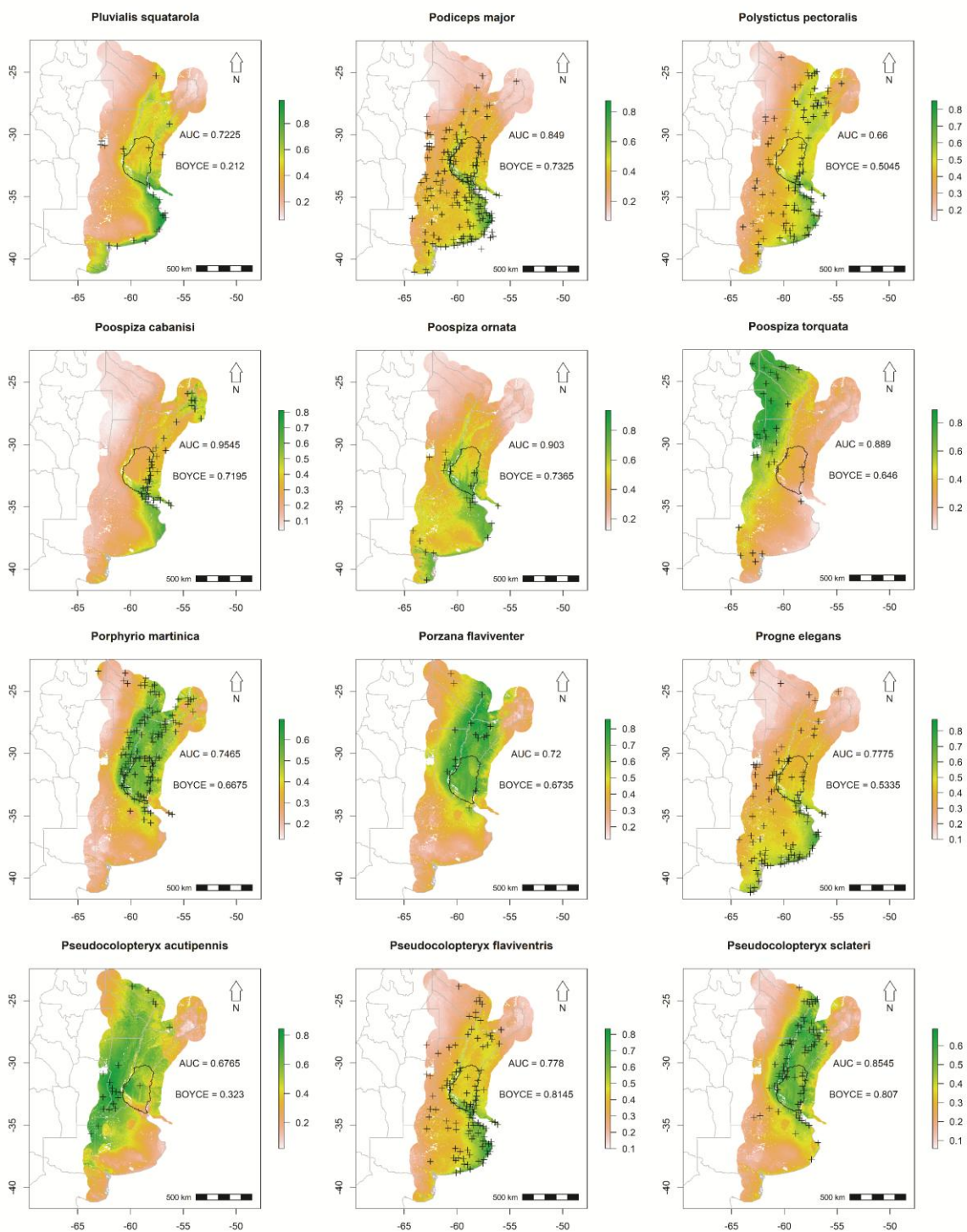


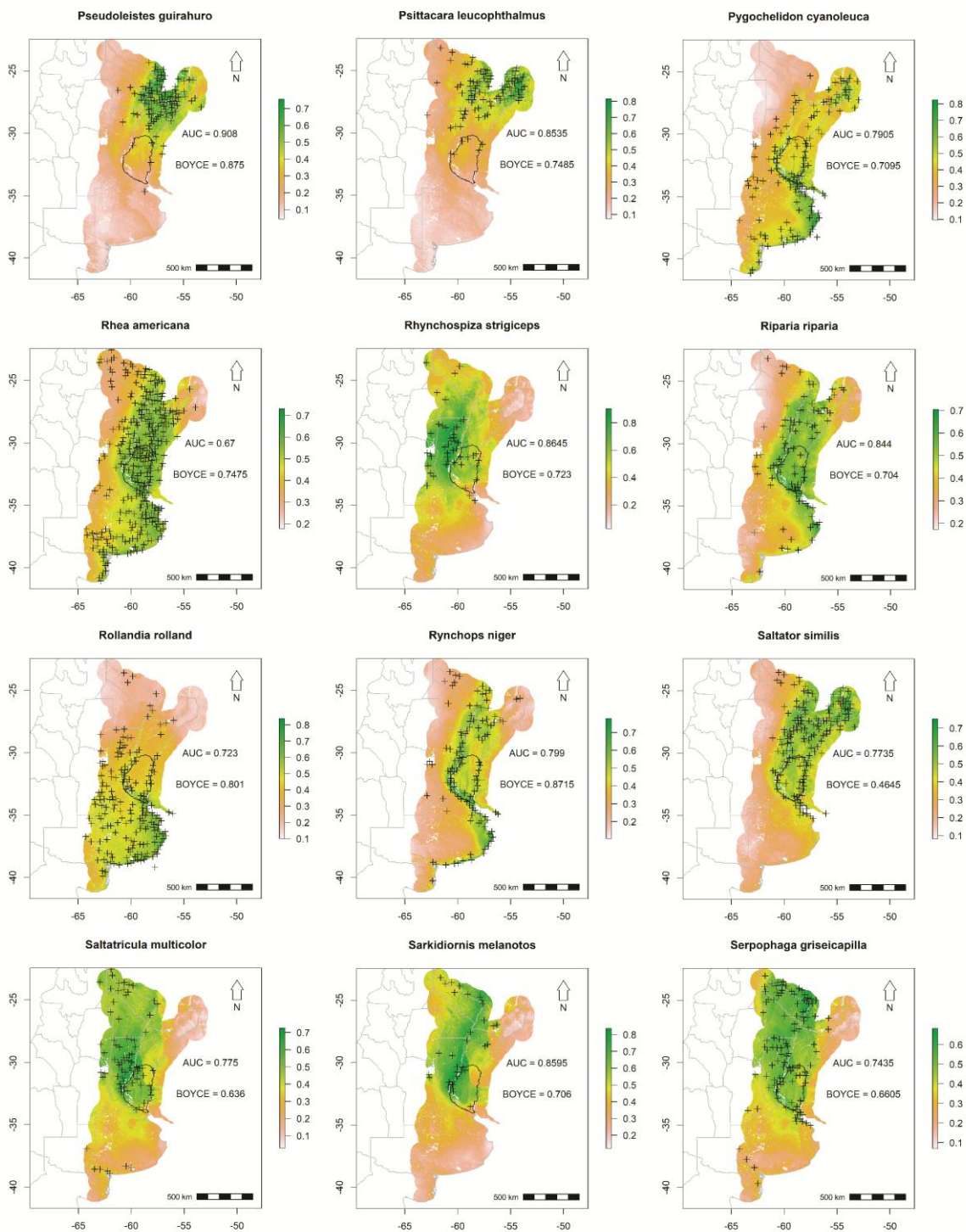


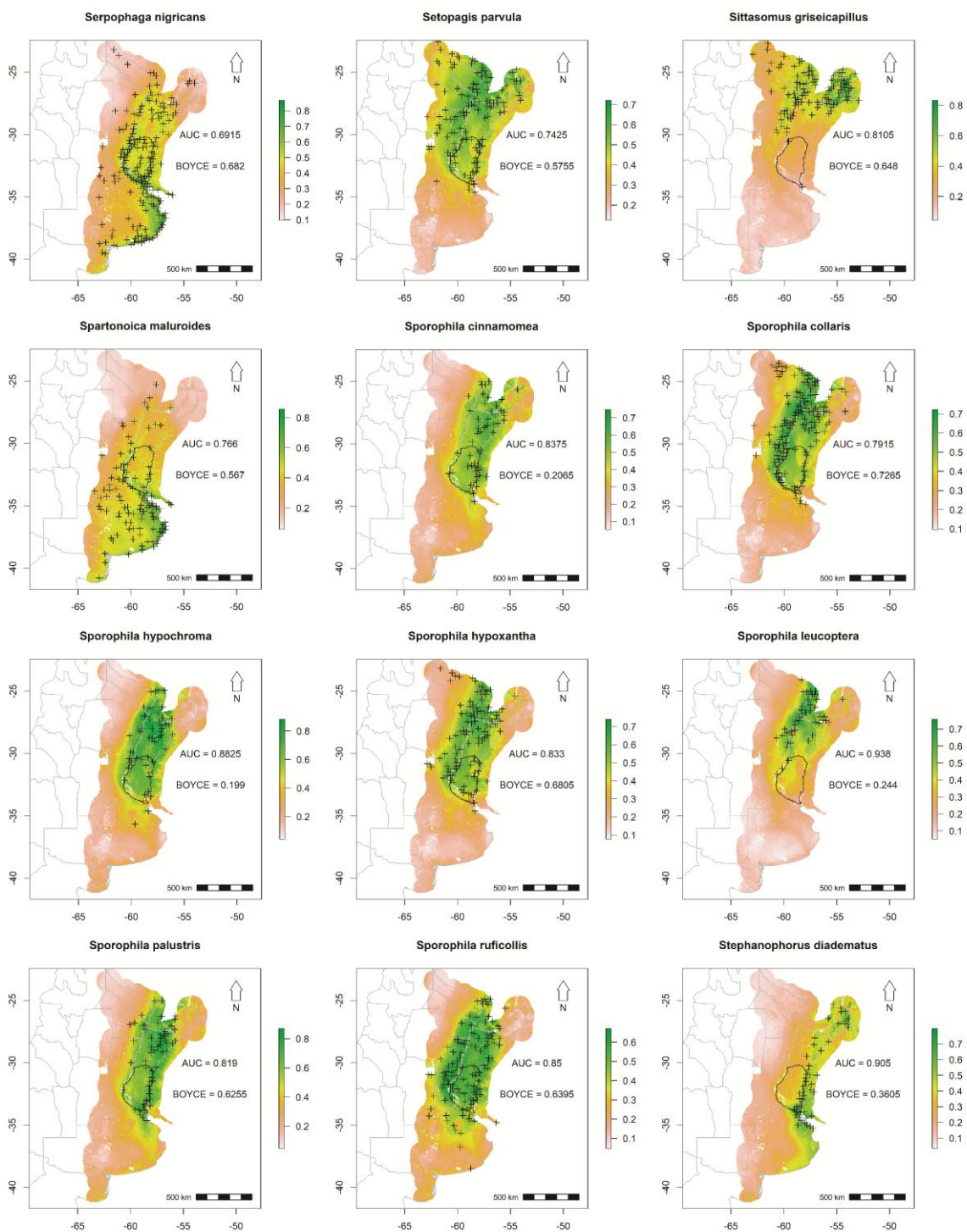


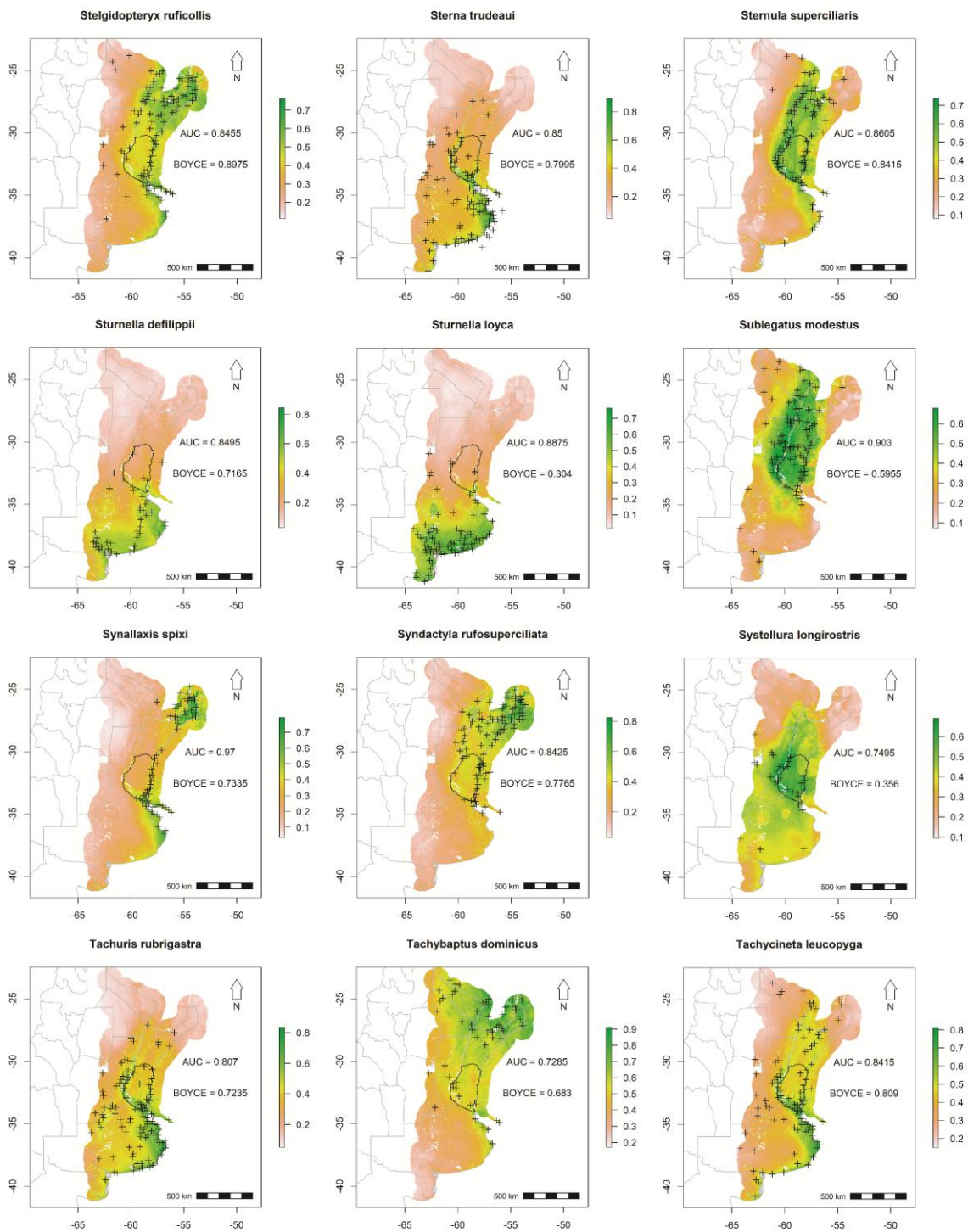


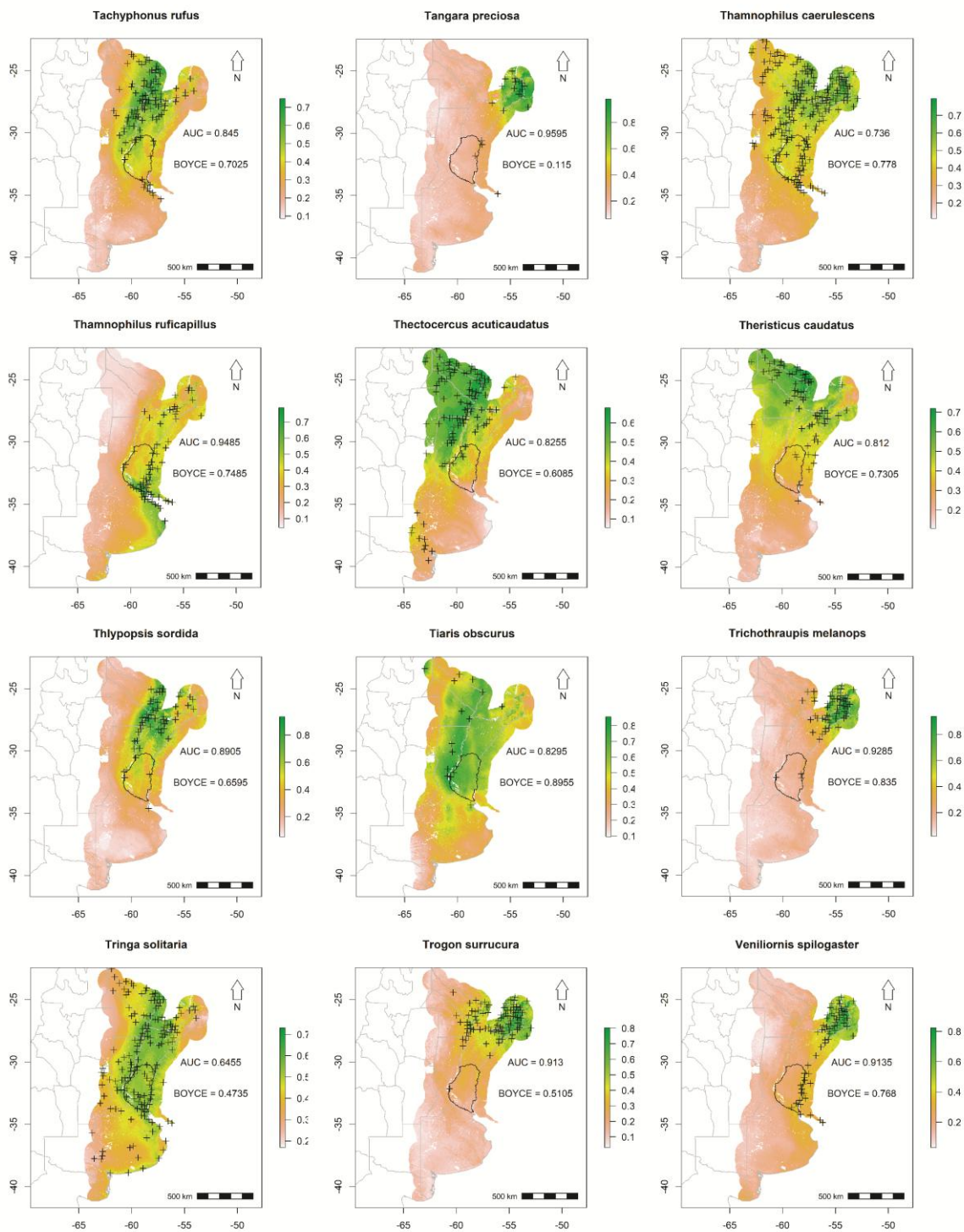


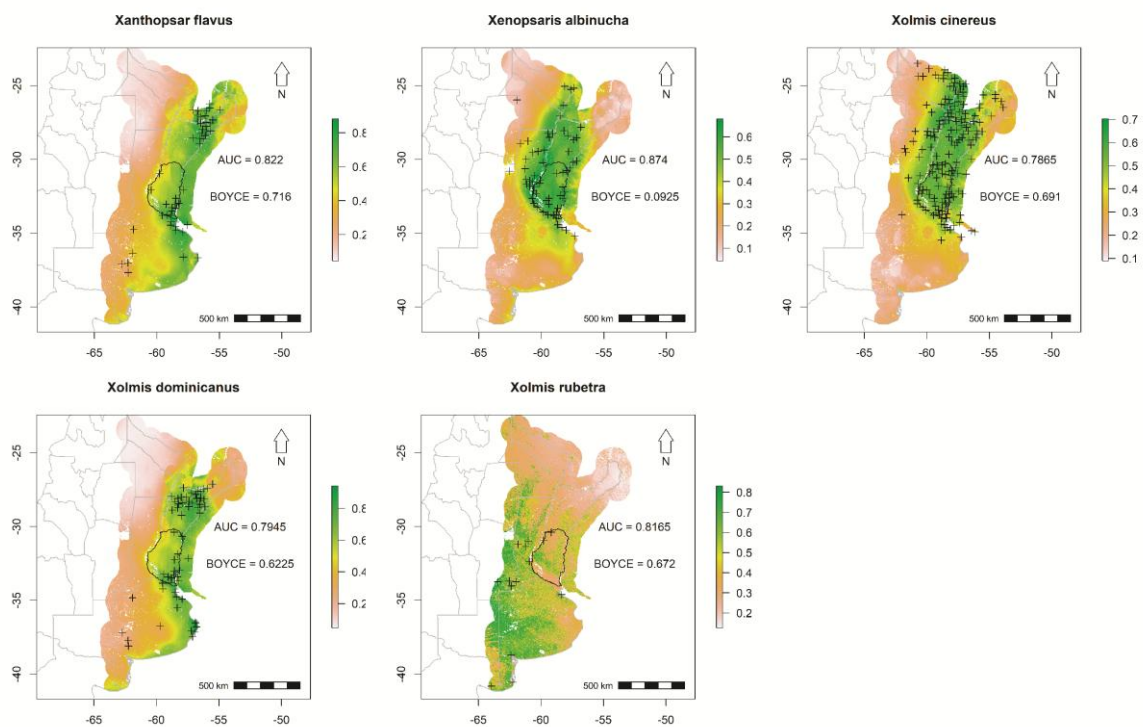












13.6. Anexo VI: Nombres propuestos para las APC seleccionadas.

A continuación se presentan 2 figuras (20 y 21) con los respectivos nombres propuestos. Estos nombres refieren al área geográfica que ocupan en la provincia.

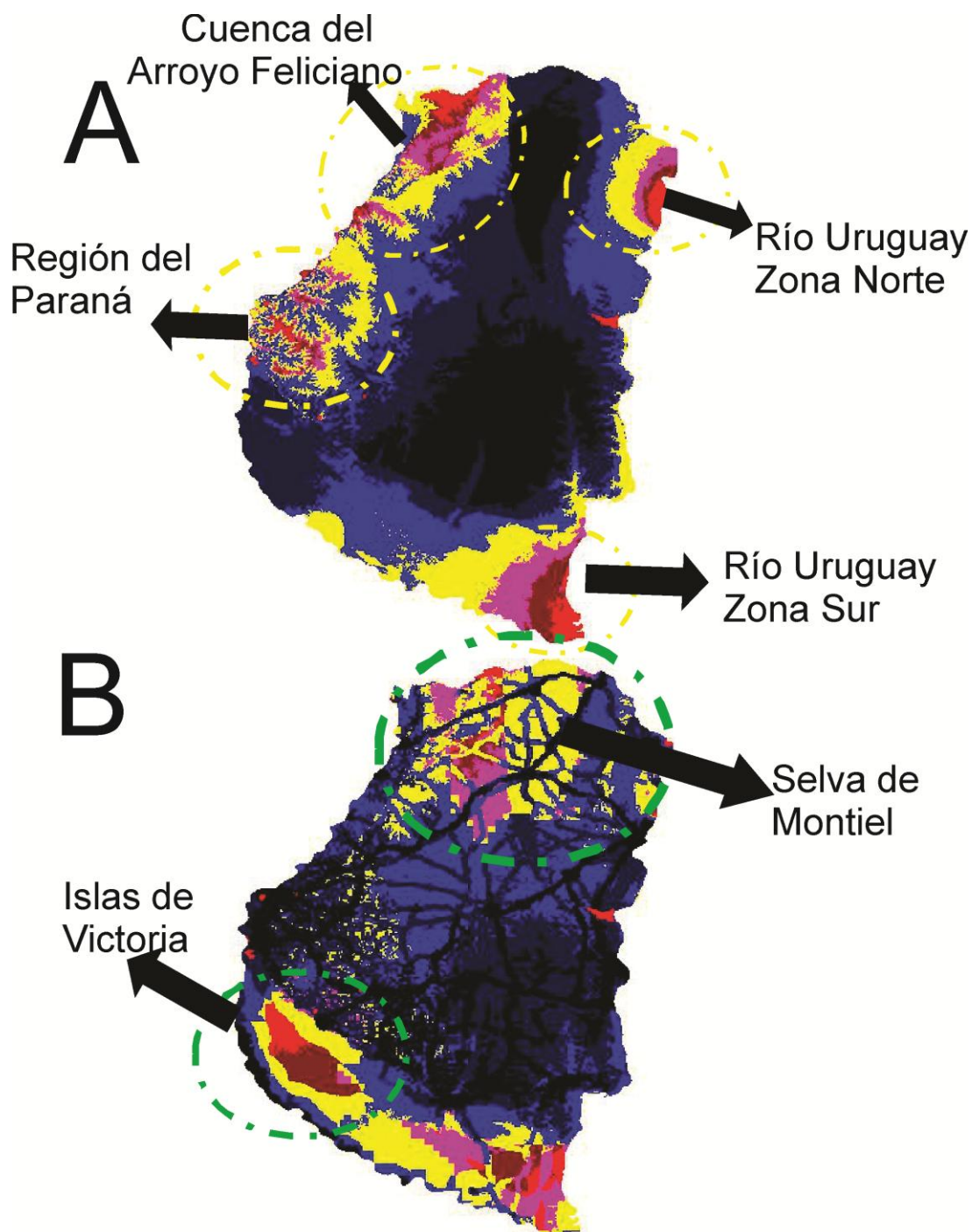


Figura 20. Mapa de Zonation mostrando las APC delimitadas para la provincia de Entre Ríos. Esta priorización espacial fue realizada con las predicciones construidas con las variables de WorldClim. Donde (A) representa la priorización espacial realizada con la función CAZ y el Sistema de APs; y

(B) representa la priorización espacial realizada con la función CAZ, el Sistema de APs y el Índice de la huella humana (HII).

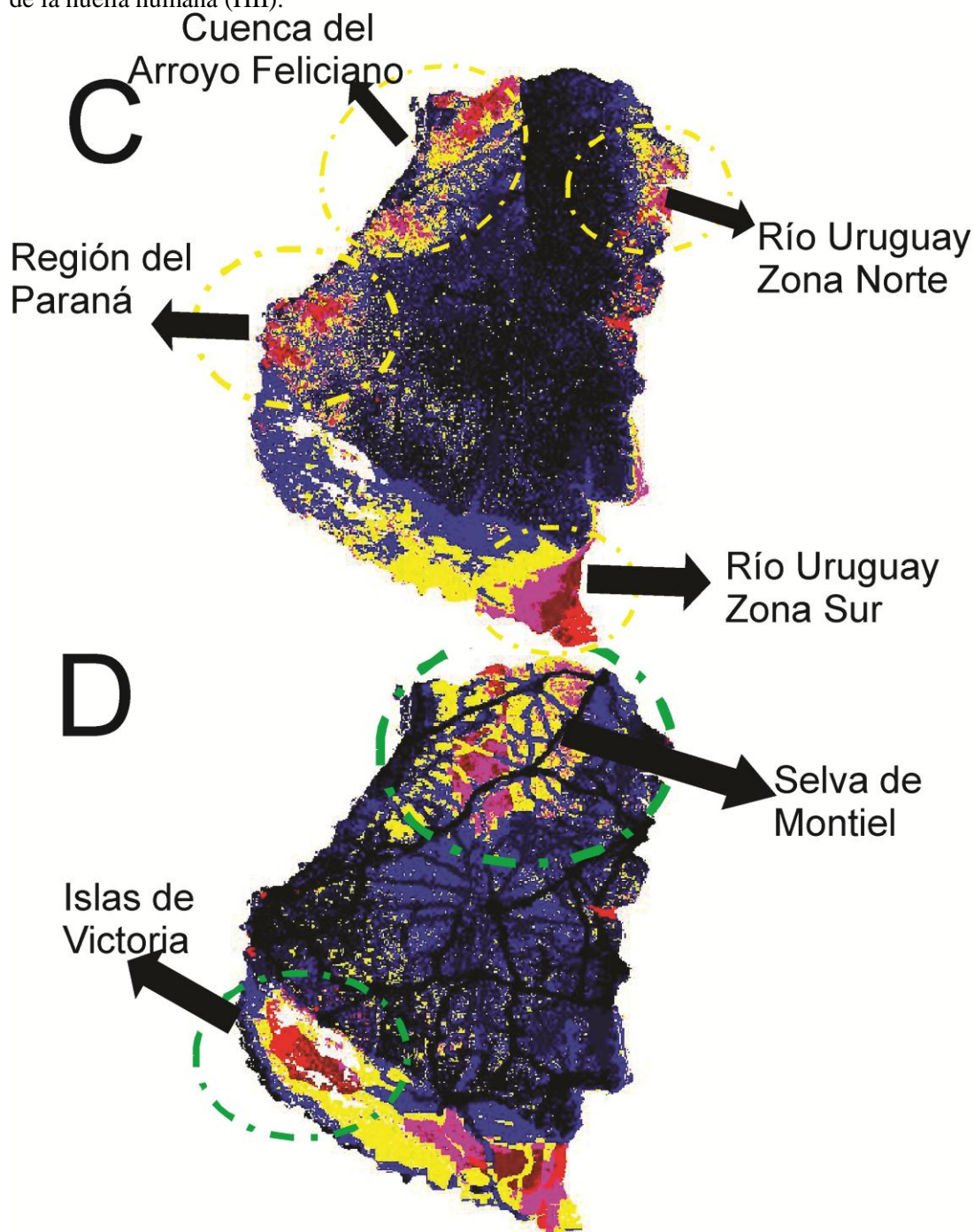


Figura 21. Mapa de Zonation mostrando las APC delimitadas para la provincia de Entre Ríos. Esta priorización espacial fue realizada con las predicciones construidas con las variables de WorldClim y MODIS. Donde (C) representa la priorización espacial realizada con la función CAZ y el Sistema de APs; y (D) representa la priorización espacial realizada con la función CAZ, el Sistema de APs y el Índice de la huella humana (HII).